

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Estado atual das populações de berbigão (*Cerastoderma* spp.)
no estuário do Sado**

Cátia Sofia Pedro Caetano Santos

Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental

Dissertação orientada por:
Doutora Paula Chainho
Professor Doutor José Lino Costa

2019

Agradecimentos

Queria expressar o meu agradecimento a todos os que, de uma forma direta ou indireta me ajudaram e apoiaram durante esta etapa.

Aos meus orientadores, Paula e Professor Lino pela oportunidade e pela confiança que depositaram em mim e por toda a motivação e apoio demonstrado durante a realização desta dissertação.

À Gilda, por toda a ajuda na identificação das espécies, absolutamente crucial para este trabalho, bem como ao restante pessoal do laboratório de zoologia.

Ao João Paulo pela ajuda com a estatística e pela motivação quando sentia que não ia ser capaz.

Ao Paulo, o meu parceiro de trabalho.

À Cátia, por toda a companhia ao longo deste percurso, por seres uma verdadeira amiga com a qual sei que posso sempre contar.

À Catarina, à Diana, ao Jorge que mesmo longe, acabaram por animar muitos dos meus dias. Por serem amigos incríveis, que tive a sorte de encontrar.

À Inês e à Bia, as amigas que o mestrado me deu. Por todos os momentos, alegrias e dramas que partilhámos ao longo destes 3 anos e pela força que fomos dando umas às outras nos momentos mais críticos.

A todos os meus colegas e amigos que de alguma forma contribuíram com o seu apoio e incentivo.

À minha mãe, por tudo. Por todos os esforços que fez para que isto fosse possível e por estar sempre a meu lado.

Ao meu namorado Rodolfo, por todo o amor e paciência, por acreditar sempre em mim e por ser o meu maior apoio.

E, por fim, ao projeto Coastnet PINFRA/22128/2016.

Resumo

O berbigão está entre os bivalves mais explorados na Europa, assumindo, por isso, uma elevada importância ecológica e socioeconómica. Em Portugal, existem duas espécies de berbigão, *Cerastoderma edule* (Linnaeus, 1758) e *Cerastoderma glaucum* (Bruguère, 1789) que habitam nos estuários e lagoas costeiras, onde podem co-ocorrer e formar populações mistas.

O principal objetivo deste estudo consistiu em avaliar o estado atual das populações de berbigão (*Cerastoderma* spp.) no estuário do Sado. Com esse fim foi realizada uma amostragem com recurso a arrastos com ganchorra, cobrindo toda a área potencial de ocorrência do berbigão. O objetivo desta operação foi determinar a distribuição espacial e abundância do berbigão e da comunidade de bivalves e identificar quais os fatores ambientais que condicionam as mesmas. Adicionalmente, determinou-se a estrutura populacional do berbigão e analisou-se as potenciais interações ecológicas entre as espécies em estudo e os outros bivalves.

Os resultados mostraram que a espécie mais abundante no estuário do Sado, foi a ostra-anã (*Ostrea stentina*) representado cerca de 76,4% de todos os indivíduos pertencentes ao grupo taxonómico dos bivalves. A comunidade de bivalves revelou ser bastante heterogénea, não sendo possível identificar padrões espaciais muito evidentes, no entanto, estruturou-se sobretudo em função da salinidade, granulometria média do sedimento e temperatura. Verificou-se que o berbigão se distribui pela Zona Inferior do Canal de Alcácer e pela Zona Intermédia do estuário do Sado, não ocorrendo na Zona Superior do Canal de Alcácer nem na Zona da Foz, e os fatores ambientais que parecem explicar a probabilidade de ocorrência destes organismos foram a salinidade, a profundidade e a granulometria média dos sedimentos. Quando se analisaram as possíveis interações ecológicas entre as espécies em estudo e a restante comunidade de bivalves do estuário do Sado, verificou-se uma possível competição por espaço e por alimento com a espécie exótica amêijoa-japonesa (*Ruditapes philippinarum*). A análise da estrutura populacional revelou indícios de mortalidade natural ou por pesca das populações de berbigão, dada a baixa representatividade de indivíduos adultos com tamanho comercializável. Como tal, este trabalho evidencia assim a necessidade de medidas de gestão adequadas para garantir a sustentabilidade dos mananciais destas populações que assumem um importante papel socioeconómico.

Palavras-chave: distribuição espacial; fatores ambientais; interações ecológicas; estrutura populacional; comunidade de bivalves.

Abstract

Cockles are among the most exploited bivalves in Europe, playing an important ecological and socioeconomic role. In Portugal, there are two species of cockles, *Cerastoderma edule* (Linnaeus, 1758) and *Cerastoderma glaucum* (Bruguère, 1789) which live in estuaries and coastal lagoons, where they may co-exist and form mixed populations.

The main objective of this study was to assess the current status of the populations of cockles (*Cerastoderma* spp.) in the Sado estuary. Sampling was carried out using a clam dredge, covering the entire potential area of the cockle's occurrence, to determine the spatial distribution and abundance of cockles and bivalve community and to identify which environmental factors condition them. Additionally, the population structure of the cockles was determined and the potential ecological interactions between studied species and the other bivalves were analyzed.

The results showed that the most abundant species in the Sado estuary was the dwarf oyster (*Ostrea stentina*) representing about 76.4% of all individuals belonging to the bivalve taxonomic group. The bivalve community spatial distribution was quite heterogeneous, and no clear spatial patterns were identified. However, this community was mainly structured according to salinity, average sediment size, and temperature. The cockles were distributed in the Lower Zone of the Alcácer Canal and the Intermediate Zone in the Sado estuary and were absent in the Upper Zone of the Alcácer Canal or the Foz Zone. Salinity, depth and average sediment grain size were the environmental factors that seemed to better explain the probability of species' occurrence. The assessment of possible ecological interactions between the species under study and the remaining bivalve community of the Sado estuary indicated a potential competition for space and food between cockles and the one indigenous species Manila clam (*Ruditapes philippinarum*). Population structure analysis revealed evidences of natural and/or fishing mortality, given the low abundance of adult individuals with marketable size. This work highlights the need for appropriate management measures to ensure the sustainability of these populations stocks that assume an important socioeconomic role.

Keywords: Spatial distribution, environmental factors, ecological interactions, population structure, bivalve community.

Índice

Agradecimentos.....	III
Resumo.....	IV
Abstract	V
1. Introdução	1
1.1.Biologia e Ecologia do berbigão.....	1
1.2.Pesca de bivalves	3
1.3.Objetivos	5
2. Materiais e Métodos.....	6
2.1.Área de Estudo	6
2.2.Amostragem	8
2.3.Trabalho laboratorial.....	9
2.4.Análise de dados	10
2.4.1. Definição de zonas no estuário do Sado.....	10
2.4.2. Comunidade de Bivalves.....	10
2.4.2.1. Distribuição espacial e a sua relação com os fatores ambientais.....	10
2.4.3. Populações de berbigão.....	11
2.4.3.1. Distribuição espacial e a sua relação com os fatores ambientais.....	11
2.4.3.2. Estrutura dimensional	12
2.4.3.3. Amplitude de nicho ecológico do berbigão e sua sobreposição com a restante comunidade de bivalves	12
3. Resultados	14
3.1.Identificação de diferentes zonas no estuário do Sado.....	14
3.2.Comunidade de bivalves	15
3.2.1. Distribuição espacial e relação com os fatores ambientais.....	15
3.3.Populações de berbigão.....	21
3.3.1. Variação espacial na abundância.....	21
3.3.2. Distribuição espacial e a sua relação com os fatores ambientais	22
3.3.3. Estrutura dimensional.....	23
3.3.4. Amplitude de nicho ecológico de berbigão e sua sobreposição com a restante comunidade de bivalves.....	23
4. Discussão.....	26
5. Considerações finais.....	31
6. Referências Bibliográficas	32
7. Anexos.....	38

Índice de Figuras

Figura 1.1. Aspeto morfológico de <i>Cerastoderma edule</i> e <i>Cerastoderma glaucum</i> , respetivamente (Fonte: WoRMS).....	2
Figura 1.2. Evolução dos registos em lota e postos de vendagem mais relevantes na comercialização de berbigão (Fonte: DGRM, 2015).	4
Figura 1.3. Evolução das descargas dos bivalves com maior interesse comercial no estuário do Sado, nas lotas de Setúbal e Sesimbra (Fonte: DGRM, 2015).	4
Figura 2.1. Localização geográfica do estuário do Sado.	6
Figura 2.2. Localização das estações de amostragem estabelecidas para recolha de berbigão e restante comunidade de bivalves, no estuário do Sado, em maio de 2018 (Sistema de coordenadas: WGS 84). 8	
Figura 2.3. Ganchorra utilizada para a amostragem de berbigão e restante comunidade de bivalves no estuário do Sado em maio de 2018.	9
Figura 3.1. Ordenação das estações de amostragem estabelecidas no estuário do Sado, em maio de 2018, em função dos fatores ambientais, obtida através de uma Análise de Componentes Principais (PCA). Os números presentes no gráfico correspondem aos das estações de amostragem (ver Figura 2.2). Os vetores representam a correlação dos fatores ambientais com os dois primeiros eixos da ordenação. O tamanho dos vetores indica a intensidade da associação entre os fatores ambientais e os eixos da ordenação. Os círculos com diferentes cores estão associados às diferentes zonas identificadas. A cor laranja corresponde à Zona Superior do Canal de Alcácer, o verde à Zona Inferior do Canal de Alcácer, o vermelho à Zona Intermédia e o azul à Zona da Foz.....	14
Figura 3.2. Abundância relativa das espécies de bivalves mais representativas nas amostras obtidas na campanha de amostragem realizada no estuário do Sado, em maio de 2018.	15
Figura 3.3. Mapa do estuário do Sado com a representação das estações de amostragem estabelecidas na campanha realizada no estuário do Sado, em maio de 2018, e das diferentes zonas identificadas. Cada estação de amostragem tem associado um gráfico circular com as espécies mais abundantes. Nas estações de amostragem 5 e 17 não foi capturada nenhuma espécie de bivalve, razão pela qual não está associado qualquer gráfico às mesmas.	16
Figura 3.4. Ordenação da comunidade de bivalves estudada na campanha de amostragem realizada no estuário do Sado, em maio de 2018, obtida através de uma Análise de Coordenadas Principais (PCO). Os vetores representam a correlação das diferentes espécies com os dois primeiros eixos da ordenação. As estações estão indicadas pelos respetivos números e as diferentes zonas estão representadas por símbolos com diferentes cores.	17

Figura 3.5. Ordenação da distribuição espacial da comunidade de bivalves estudados na campanha de amostragem realizada no estuário do Sado, em maio de 2018, obtida através de uma análise de redundância baseada em distâncias (dbRDA). Os vetores sobrepostos à ordenação correspondem aos fatores ambientais selecionadas pela análise distLM, como os mais explicativos dos padrões espaciais. A direção e o tamanho dos vetores são indicativos da associação dos fatores ambientais com os eixos da ordenação. As estações estão indicadas pelos respectivos números e as diferentes zonas estão representadas por símbolos com diferentes cores. 18

Figura 3.6. Representação gráfica da análise SIMPER. Os gráficos circulares representam as diferentes zonas. As diferentes cores representam as espécies que mais contribuem para a similaridade intra-zona, encontrando-se a percentagem da mesma no interior do gráfico. As setas indicam a percentagem de dissimilaridade entre zonas. Os dados utilizados nesta análise são referentes às amostras capturadas na campanha de amostragem de maio de 2018 no estuário do Sado. 20

Figura 3.7. Mapa ilustrativo da distribuição e abundância de berbigão, por estação de amostragem, no estuário do Sado, em maio de 2018. Foram estabelecidos três intervalos, que correspondem a diferentes valores de abundância, os quais são representados por pontos com diferentes cores. A abundância corresponde ao número de indivíduos capturados em 30 segundos de arrasto. 21

Figura 3.8. Distribuição de frequências, por classes de comprimento, dos indivíduos de berbigão capturados no estuário do Sado, em maio de 2018. As barras azuis escuras representam as classes de comprimento abaixo do tamanho mínimo de captura (25 mm)..... 23

Índice de Tabelas

Tabela 2.1. Características da ganchorra utilizada para a recolha de berbigão e restante comunidade de bivalves no estuário do Sado em maio de 2018.	9
Tabela 3.1. Resultados dos testes emparelhados complementares à análise PERMANOVA ($p < 0,05$), efetuados para averiguar se a estrutura da comunidade de bivalves do estuário do Sado, em maio de 2018, diferia em função da zona estuarina.	18
Tabela 3.2. Média, mediana e quartis (25% e 75%) da abundância de berbigão nas diferentes zonas identificadas através da PCA, no estuário do Sado.	22
Tabela 3.3. Caracterização dos fatores ambientais explicativos selecionados como integrantes do modelo final explicativo da distribuição de berbigão nos estuários do Sado e do Tejo. Para cada variável explicativa é apresentado o valor do coeficiente de regressão, erro padrão, probabilidade de erro associada ao teste LRT e intervalos de confiança	22
Tabela 3.4. Amplitude de nicho de berbigão, obtido através do índice de Shannon-Wiener. Este índice foi calculado para os anos de 2015 e 2018, no caso do estuário do Sado, e para os anos de 2014 e 2015, no caso do estuário do Tejo.	23
Tabela 3.5. Sobreposição de nicho ecológico entre os espécimes de berbigão (<i>Cerastoderma</i> spp.) e as espécies de bivalves capturadas no estuário do Sado, em julho de 2015 e maio de 2018, e no estuário do Tejo, em maio de 2014 e 2015, obtida através do Índice de Horn.	25

1. Introdução

Os moluscos bivalves são uma componente fundamental dos ecossistemas costeiros e estuarinos, desempenhando importantes funções ecológicas e socioeconómicas. Representam a maior fonte de alimentação de aves limícolas e, por fazerem parte da dieta humana, suportam as pescarias comerciais locais, revelando um elevado interesse económico (Callaway et al., 2013; Crespo et al., 2010).

Os bivalves são espécies chave que atuam como engenheiros do ecossistema, criando, modificando e mantendo o habitat para outras espécies. Providenciam condições estruturais para a colonização por outros organismos, entre os quais outros invertebrados, algas e biofilmes, assim como, quando constituem agregados, podem ter influência na hidrodinâmica, na penetração da luz e no ciclo de nutrientes (Vaughn e Hoellein, 2018). Os bivalves estão relacionados com os produtores primários, pela sua estratégia de alimentação, alimentando-se de matéria orgânica e organismos em suspensão, e com níveis tróficos superiores, por constituírem presas para diferentes espécies de aves, peixes, crustáceos e equinodermes (Magalhães et al., 2018).

Para obterem os nutrientes e oxigénio necessários à sua sobrevivência, os bivalves recorrem ao mecanismo de filtração, utilizando os cílios para criar uma corrente de água a partir da qual as partículas em suspensão são retidas. Esta capacidade para filtrar grandes quantidades de água, juntamente com o facto de serem organismos sedentários, relativamente abundantes, com ampla distribuição pelos diferentes habitats costeiros, estuarinos e lagunares, e a facilidade de apanha, fazem deles bons indicadores de longo prazo da degradação ambiental (Rufino et al., 2010; Vaughn e Hoellein, 2018; Velez et al., 2015). Os bivalves podem ser suspensívoros ou filtradores, quando se alimentam das partículas em suspensão na água, mas também podem ser detritívoros, quando se alimentam dos detritos de matéria orgânica em decomposição sobre o sedimento, podendo ainda alternar entre estas duas estratégias tróficas, de acordo com as disponibilidades no ambiente (Kamermans, 1994).

A distribuição e abundância dos bivalves, a uma escala regional e local, é influenciada por diversos fatores ambientais (Möller, 1986). A temperatura e a salinidade são usualmente consideradas os fatores mais relevantes na distribuição destes organismos. Para além disso, influenciam igualmente diversos aspetos da sua biologia, como a alimentação, reprodução, crescimento, respiração e osmorregulação. Numa larga escala geográfica, a temperatura é geralmente reconhecida como tendo um papel mais relevante que a salinidade. No entanto, nas regiões estuarinas e costeiras a salinidade é geralmente o fator limitante mais importante (Dame, 2016; Gosling, 2015).

1.1. Biologia e Ecologia do berbigão

Entre os bivalves, o berbigão (*Cerastoderma* spp.), espécie alvo do presente estudo, é um dos mais explorados na Europa, assumindo um importante papel socioeconómico (Magalhães et al., 2018).

Na Europa, existem duas espécies de berbigão, *Cerastoderma edule* (Linnaeus, 1758) e *Cerastoderma glaucum* (Bruguière, 1789). Em Portugal, estas são habitualmente encontradas em sistemas estuarinos e lagunares, onde podem co-existir e formar populações simpátricas (Machado e Costa, 1994). *C. edule* é mais provável de ser encontrado em lagoas costeiras e estuários ao longo da costa Atlântica, entre o mar de Barents e a Mauritânia (Freitas et al., 2014), enquanto *C. glaucum* tende a ocorrer em áreas não sujeitas a marés, como lagoas e sapais, da Noruega e do mar Báltico até ao Mediterrâneo e Mar Negro (Boyden, 1971; Malham et al., 2012). A sua diferenciação é particularmente difícil, dadas as semelhanças morfológicas e a considerável variabilidade inerente a cada espécie (Freire et al., 2011; Machado e Costa, 1994). Por não existir consenso científico, nem estudos que comprovem

qual das espécies ocorre no estuário do Sado, ou se co-existem ambas, este estudo foca-se no género *Cerastoderma* spp., assumindo que pode incluir espécimes de ambas as espécies.

O berbigão é um molusco bivalve comestível, pertencente à família Cardiidae. Apresenta uma concha sólida, equilátera, inequilátera e amplamente oval no contorno. É constituída por 22-28 costelas radiais, com numerosos espinhos pequenos e achatados, cruzadas por linhas concêntricas muito finas e irregulares, sendo as linhas de crescimento proeminentes. Ambas as valvas possuem dois dentes cardinais. A valva direita apresenta ainda dois dentes laterais anteriores e dois dentes posteriores, enquanto a valva esquerda apresenta apenas um dente lateral anterior e um dente lateral posterior. A superfície exterior da concha pode variar entre uma coloração esbranquiçada, amarelada ou acastanhada, enquanto a superfície interior apresenta uma coloração branca opaca com uma mancha acastanhada ou roxa clara sob a cicatriz do músculo adutor posterior. Têm sulcos pouco profundos na superfície interna desde a partir da margem crenulada, desvanecendo-se antes da linha paleal. Pode atingir até 5 cm de comprimento (Figura 1.1) (Dabouineau e Ponsero, 2004; Tyler-Walters, 2007).

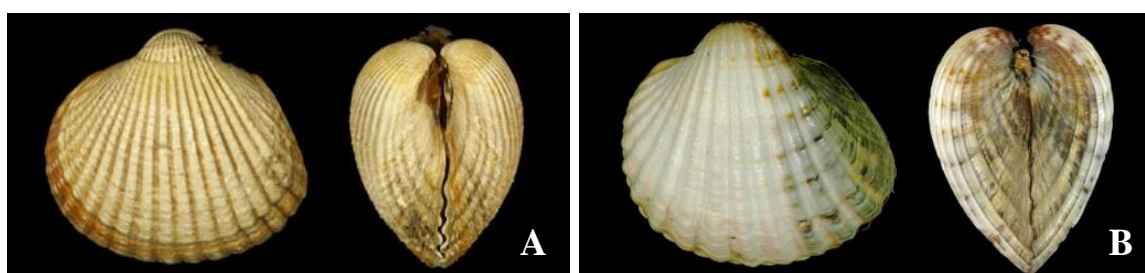


Figura 1.1. Aspeto morfológico de *Cerastoderma edule* (A) e *Cerastoderma glaucum* (B), respetivamente (Fonte: WoRMS).

Estas espécies vivem enterradas a uma profundidade máxima de 5 cm da superfície, em sedimentos arenosos, areno-vascosos e vascosos das zonas intertidais e subtidais e são geralmente encontradas em locais com salinidades de 15-35, mas podem tolerar salinidades tão baixas como 10 (Tyler-Walters, 2007).

O berbigão é uma espécie gonocórica sem diferenças morfológicas externas entre os sexos. A gametogénese é influenciada pelo ambiente físico, nomeadamente pelo aumento da temperatura e pela disponibilidade de alimento (Dabouineau e Ponsero, 2004; Rueda et al., 2005). Este processo ocorre em fevereiro/março seguido pelo rápido desenvolvimento das gonadas em abril e maio e pela desova entre maio e julho/agosto. O repouso sexual ocorre usualmente entre outubro e março. O recrutamento dos juvenis de berbigão para a população adulta pode ser influenciado por diversos fatores, incluindo a predação, temperatura e dinâmica dos sedimentos (Malham et al., 2012).

As espécies de berbigão são moluscos bivalves filtradores, de elevada relevância, que consomem fitoplâncton, zooplâncton e partículas de matéria orgânica (Dabouineau e Ponsero, 2004), constituindo também uma fonte de alimentação para diversas espécies, como aves limícolas, peixes, caranguejos e outros macroinvertebrados, bem como para o Homem (Malham et al., 2012).

A dinâmica populacional do berbigão é controlada por fatores bióticos, como a predação, bioturbação, parasitismo, disponibilidade de alimento, e por fatores abióticos, como a temperatura, tempo de imersão, velocidade das correntes e a dinâmica dos sedimentos (Gam et al., 2010; Ramón, 2003). Estes fatores podem afetar os processos fisiológicos do berbigão nos estados juvenis ou adultos. Por este motivo, as populações de berbigão sofrem grandes flutuações temporais no crescimento, abundância, biomassa e produção. A principal causa desta variabilidade é o sucesso ou o fracasso do recrutamento (Ramón, 2003).

A análise de distribuição de frequências por comprimento, é um dos métodos utilizados para estudar a estrutura populacional, e poderá dar indicações sobre o sucesso do processo de recrutamento. Deste modo, assume grande relevância, para que se possam elaborar políticas de gestão adaptadas à situação populacional, quando a espécie representa um importante recurso económico (Iglesias e Navarro, 1990; Ramón, 2003).

A mortalidade de berbigão e o declínio das suas populações têm sido reportados ao longo dos anos, sendo apontados como fatores principais a predação, doenças, eventos climáticos, poluição, recrutamento falhado e sobrepesca (Burdon et al., 2014; Malham et al., 2012) e, como tal, é de extrema importância ser levada a cabo uma monitorização destas populações.

1.2. Pesca de bivalves

Os moluscos bivalves representam uma porção significativa do setor pesqueiro mundial. Em Portugal, a exploração de moluscos bivalves constitui uma atividade de grande importância socioeconómica, ocorrendo a sua apanha e comercialização ao longo de todo o País. Estes organismos podem ser encontrados ao longo de toda a costa oceânica, estuários e zonas lagunares. Diversas espécies são comercializadas em Portugal, no entanto, as mais capturadas são o berbigão (*Cerastoderma* spp.), as amêijoas (*Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850), *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758) e *Venerupis corrugata* (Gmelin, 1791)), as navalhas (*Solen marginatus* Pulteney, 1799, *Ensis ensis* (Linnaeus, 1758) e *Pharus legumen* (Linnaeus, 1758)), os mexilhões (*Mytilus edulis* Linnaeus, 1758) e as ostras (*Crassostrea* spp.) (Oliveira et al., 2013; Silva e Batista, 2008).

Em 2017, a produção de berbigão proveniente da pesca e aquacultura foi de quase 24627 t na Europa, sendo 2097 t deste valor provenientes de aquacultura e 22530 t de capturas de pesca (FAO, 2017). Em Portugal, nos últimos anos, os berbigões foram as espécies de moluscos bivalves mais capturadas. Em 2018, por exemplo, representaram 5330 t de capturas das 18707 t de moluscos capturados, tendo sido as amêijoas as segundas espécies mais capturadas, com um valor de 1201 t (INE, 2019).

Entre as redes de lotas e postos de vendagem, os correspondentes a Aveiro, Torreira e Olhão parecem assumir a maior relevância na comercialização de berbigão, registando maiores valores destas espécies, dando assim a entender que em Portugal as populações destas espécies se encontram maioritariamente na Ria de Aveiro e na Ria Formosa. Ao longo dos anos tem-se verificado uma tendência para o aumento dos registos de berbigão nestes locais, o que pode indicar um aumento dos mananciais de berbigão (Figura 1.2)

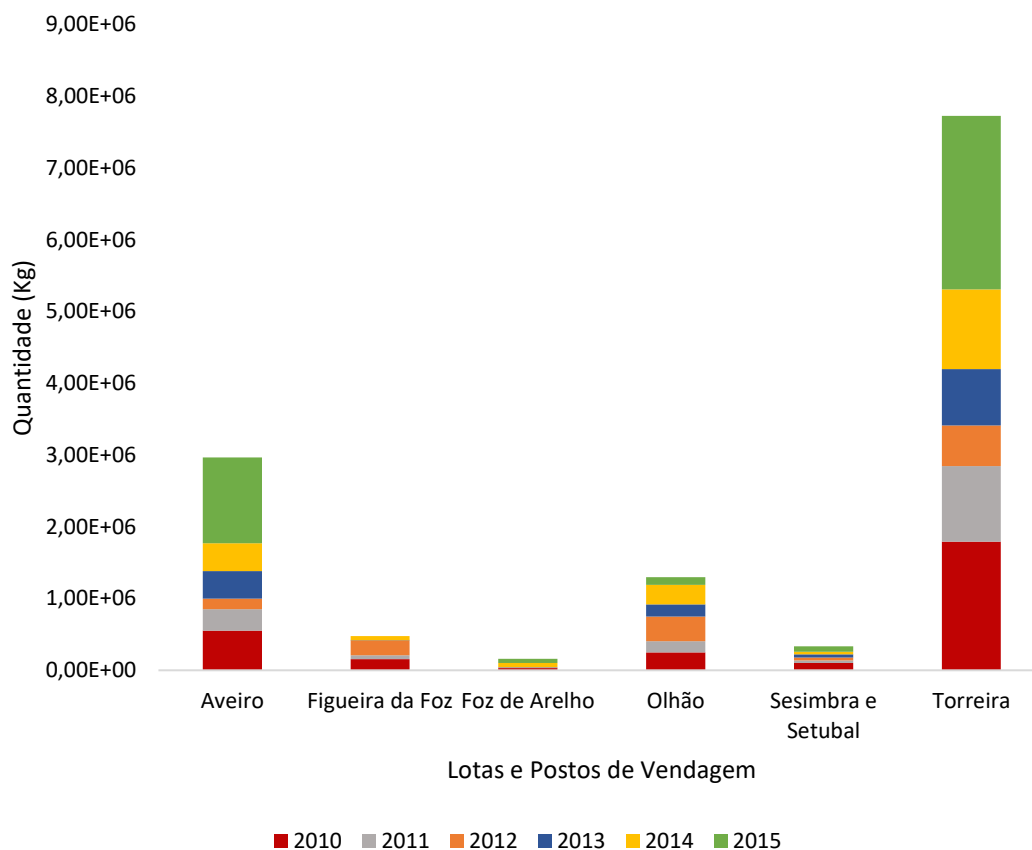


Figura 1.2. Evolução dos registos em lota e postos de venda mais relevantes na comercialização de berbigão (Fonte: DGRM, 2015).

Nas lotas de Setúbal e Sesimbra, as mais próximas do estuário do Sado, as descargas de berbigão entre o ano de 2010 e 2014 foram relativamente baixas comparativamente a outras espécies comerciais pescadas neste sistema estuarino, tais como a amêijoia-japonesa e a lambujinha (*Scrobicularia plana*) (Figura 1.3).

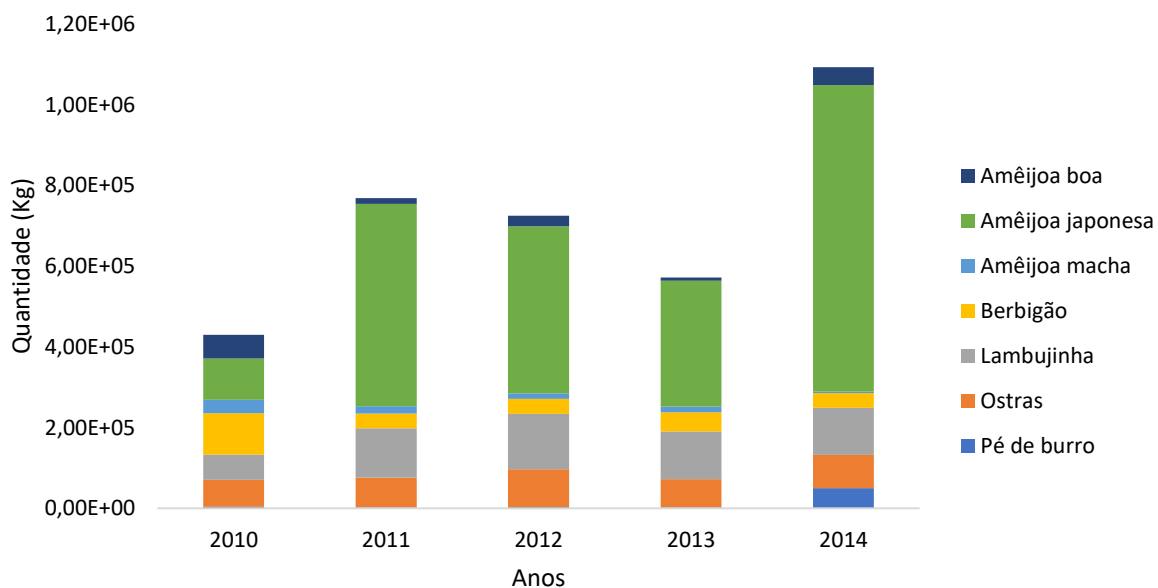


Figura 1.3. Evolução das descargas dos bivalves com maior interesse comercial no estuário do Sado, nas lotas de Setúbal e Sesimbra (Fonte: DGRM, 2015).

O exercício de pesca das espécies em estudo encontra-se regulado pela Portaria nº 1228/2010, na qual é estabelecida a quantidade máxima diária de captura (150 kg), pela Portaria nº 27 /2001, que fixa o tamanho mínimo de captura (2,5cm), pela Portaria n.º 14/2014, referente à pesca lúdica, que impõe um máximo de 2 Kg por praticante e ainda pela Portaria n.º 1102-B/2000 que estabelece o período de defeso para os bivalves.

1.3. Objetivos

Existem muitos trabalhos direcionados ao estudo das comunidades de bivalves e ecologia de diversas espécies deste grupo, quer em Portugal, quer noutros países. No entanto, o presente trabalho é o primeiro a focar as populações de berbigão (*Cerastoderma* spp.), no estuário do Sado, nomeadamente sobre a sua abundância e distribuição espacial e a sua relação com as condições ambientais.

A avaliação da abundância, da distribuição e da estrutura populacional de uma determinada espécie constitui um pré-requisito necessário para a avaliação do seu manancial, e representando a espécie em estudo um importante recurso económico sujeito a diversas pressões antropogénicas, este trabalho assume uma importante contribuição para que futuramente os mananciais destas populações no estuário do Sado possam ser geridos de uma forma mais adequada e sustentável.

Assim, o principal objetivo do presente estudo consiste em caracterizar o estado atual da população de berbigão (*Cerastoderma* spp.) no estuário do Sado. Para tal, definiram-se os seguintes objetivos específicos:

- Determinar a abundância e a distribuição espacial de berbigão e das restantes espécies de bivalves;
- Relacionar os fatores ambientais com a distribuição e estrutura da comunidade de bivalves;
- Determinar quais os fatores ambientais que mais influenciam a distribuição de berbigão;
- Determinar a estrutura populacional do berbigão;
- Analisar potenciais interações ecológicas entre o berbigão e outras espécies de bivalves.

2. Materiais e Métodos

2.1. Área de Estudo

O rio Sado nasce na Serra da Vigia, a cerca de 230m de altitude, corre no sentido S-N até à confluência com a ribeira de Odivelas, onde muda de direção para NW até à foz, junto a Setúbal, tendo como extensão um total de cerca de 180 km; desagua no Oceano Atlântico através de um canal estreito e profundo, com cerca de 2 km entre a Península de Troia e a Serra da Arrábida (Figura 2.1). A sua bacia hidrográfica drena uma área de cerca de 7692 km² sendo a maior das que se integram totalmente em território português (Freitas et al., 2008; ICNF, 2007).

O estuário do Sado, localizado na costa sudoeste portuguesa, é o segundo maior estuário de Portugal ocupando uma área de cerca de 160 km², desde Alcácer do Sal até ao Oceano Atlântico (Cabral, 1999). A sua zona central compreende uma ampla baía com cerca de 5 km de largura, 20 km de comprimento e profundidade de 10 m. Esta baía comunica com o oceano Atlântico através de um canal estreito e profundo na qual se distinguem dois canais: O canal Norte, com uma profundidade média de 10m, dominado por uma corrente enchente mais fraca e o Canal Sul, com uma profundidade média superior a 25m, dominado por uma corrente vazante mais intensa. Estes são separados por bancos de areia intertidais (Caeiro et al., 2005; Coutinho, 2003; Freitas et al., 2008).

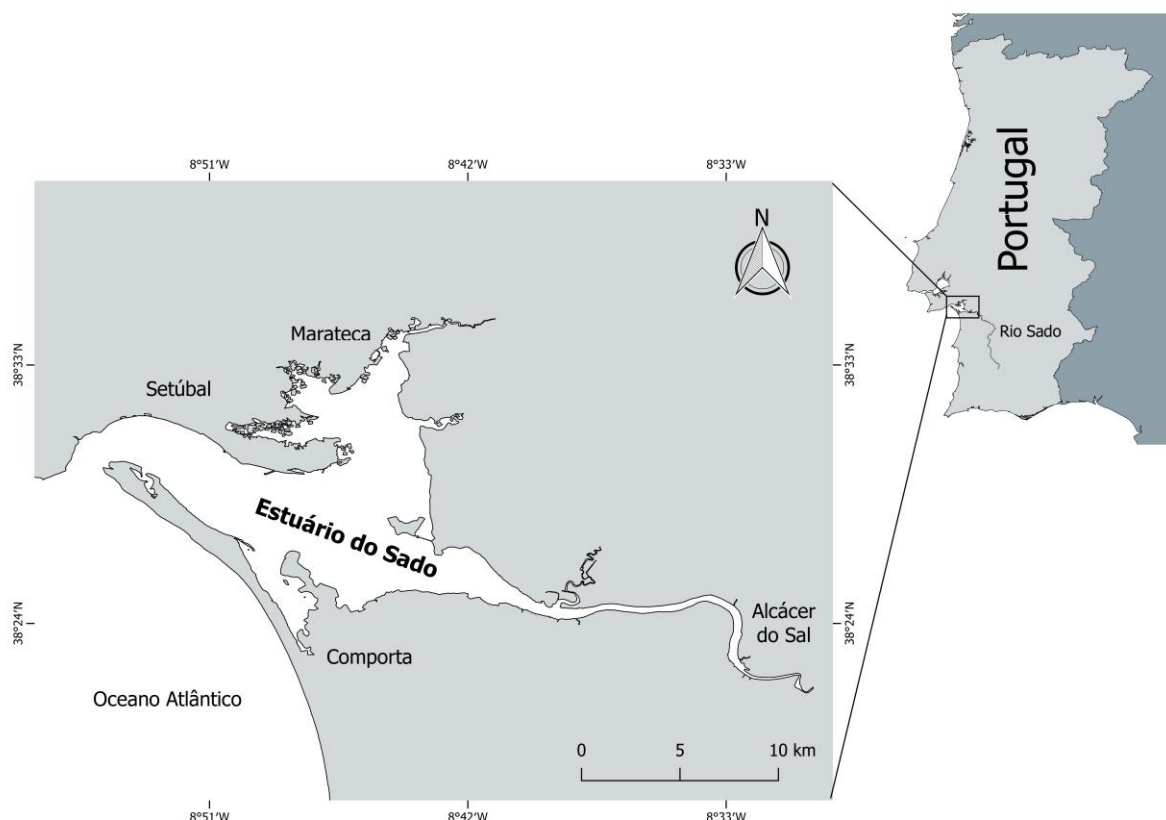


Figura 2.1. Localização geográfica do estuário do Sado.

As áreas intertidais incluem largas áreas de sapal e planícies de vasa intertidais e correspondem a cerca de 30 % da área do estuário (Gonçalves et al., 2015).

O estuário superior apresenta dois canais: o Canal de Alcácer com 35 km de comprimento, 700 m de largura, profundidade média de 5 m que é responsável pela entrada de cerca de 80% do total de água

doce através do Rio Sado e o Canal da Marateca no lado Norte que contribui com cerca de 10% da entrada de água doce (Freitas et al., 2008; IPIMAR, 1994; Vale et al., 1993).

A confluência do caudal do rio Sado com o ambiente estuarino ocorre no Canal de Alcácer. O caudal do rio é muito irregular, oscilando os caudais médios entre $1\text{m}^3/\text{s}$ no Verão e $60\text{m}^3/\text{s}$ no Inverno, podendo pontualmente atingir valores de $150\text{m}^3/\text{s}$ nesta altura, verificando-se assim grandes flutuações interanuais (Cabral, 1999; Coutinho, 2003; Ferreira et al., 2003).

No sul do estuário encontra-se ainda o Esteiro da Comporta, cujo caudal da respetiva ribeira é muito fraco, tendo pouca influência na hidrodinâmica da massa de água (Freitas et al., 2008).

O estuário do Sado é um estuário mesotidal com uma amplitude de maré de 2,7 m, variando entre 1,3 m nas marés mortas e 3,5 m nas marés vivas, sendo que as marés são semidiurnas. (Freitas et al., 2008; Vale et al., 1993).

A dinâmica estuarina deve-se predominantemente às correntes de maré que são a força principal, dada a limitada descarga de água doce do rio Sado e ao fluxo insignificante das ribeiras da Marateca e da Comporta (Coutinho, 2003; Freitas et al., 2008). Os volumes de água que circulam no movimento devido à maré variam em média entre $510 \times 10^6\text{m}^3$ (maré viva-baixa mar) e $874 \times 10^6\text{m}^3$ (maré viva-preia mar) (Coutinho, 2003). O sistema também referido como estuário do tipo lagunar, tem um volume de água de $500 \times 10^6\text{m}^3$ e tempo médio de permanência de água de 21 dias (Gonçalves et al., 2015).

É um estuário sem estratificação quando se verificam as condições habituais do fluxo proveniente do rio Sado. Contudo quando ocorrem situações de maior carga fluvial nos meses de inverno uma estratificação moderada pode ocorrer em algumas partes do sistema (Ferreira et al., 2003).

Uma significativa parte do solo estuarino é coberta por sedimentos arenosos de origem marinha. Os sedimentos do fundo da baía consistem numa mistura de derivados de materiais fluviais e marinhos. O Canal de Alcácer contém areia no seu fundo, contudo apresenta áreas abundantes de depósitos de vasa na zona intertidal. Estas áreas intertidais contêm ainda povoamentos naturais de ostras (Freitas et al., 2008; Vale et al., 1993).

Sob o ponto de vista climático apresenta um clima temperado mediterrânico (mesotérmico), uma temperatura média anual próxima dos 16°C e precipitação média anual de cerca de 624 mm. A salinidade é muito variável ao longo das marés, da época e da zona do estuário (ICNF, 2007).

O rio Sado encontra-se abrangido pela Reserva Natural do Estuário do Sado, uma área protegida que foi criada pelo Decreto-Lei n.º 430/80 de 1 de outubro, sob a justificação de que “O Estuário do Sado, não obstante estar afetado pela agressividade de poluentes de várias ordens, apresenta um elevado valor ecológico, científico e económico que urge defender.” Para além deste estatuto de proteção o Estuário do Sado encontra-se classificado na Fase 1 da Lista Nacional de Sítios-Diretiva Habitats, PTCON00011 – Estuário do Sado, numa área de 30 968 ha, bem como na Zona de Proteção Especial para a Avifauna (ZPE)-Diretiva Aves numa área de 24 632,5 ha e na Lista das Zonas Húmidas de Importância Internacional (Convenção Ramsar) numa área de 23 560 ha (Caeiro et al., 2017; ICNF, 2007).

Embora a maior parte do estuário seja classificada como Reserva Natural, e esteja abrangida por outros estatutos de proteção já referidos acima, o sistema encontra-se sob grande pressão antropogénica. Com uma grande importância para a economia local e nacional, este suporta na margem norte junto à cidade de Setúbal as suas maiores fontes de perturbação: atividades portuárias associadas ao porto de Setúbal (um dos maiores de Portugal), instalações industriais (papel e pasta de papel, pesticidas, fertilizantes, estaleiros, produção de embalagens e componentes plásticos, alimentação) e ainda a

descarga de águas residuais urbanas (Caeiro et al., 2005; Coutinho, 2003; Freitas et al., 2008; ICNF, 2007).

Na restante região envolvente da margem norte e sul encontram-se também outras atividades como a agricultura intensiva (principalmente de arroz), aquacultura, pescas e ainda diversos locais de exploração mineira situados na bacia de drenagem do rio Sado. Também o crescente desenvolvimento das atividades ligadas ao turismo, quer a nível recreativo ou balnear na zona de Setúbal e Península de Troia, quer ao longo do estuário, contribuem para a perturbação do sistema (Cabral, 1999; Caeiro et al., 2005; Lillebø et al., 2011).

2.2. Amostragem

Com o objetivo de avaliar a distribuição espacial das populações de berbigão, em particular, e da comunidade de bivalves, de um modo geral, foi realizada uma campanha de amostragem entre os dias 2 e 4 de maio de 2018, no estuário do Sado, numa zona compreendida entre o Canal de Alcácer e Setúbal. Para tal, foram estabelecidas 35 estações de amostragem, selecionadas de forma aleatória estratificada (Canal de Alcácer, Esteiro da Marateca, Esteiro da Carrasqueira e Baía do estuário), e de forma a cobrirem toda a potencial área de distribuição das espécies de berbigão (Figura 2.2).

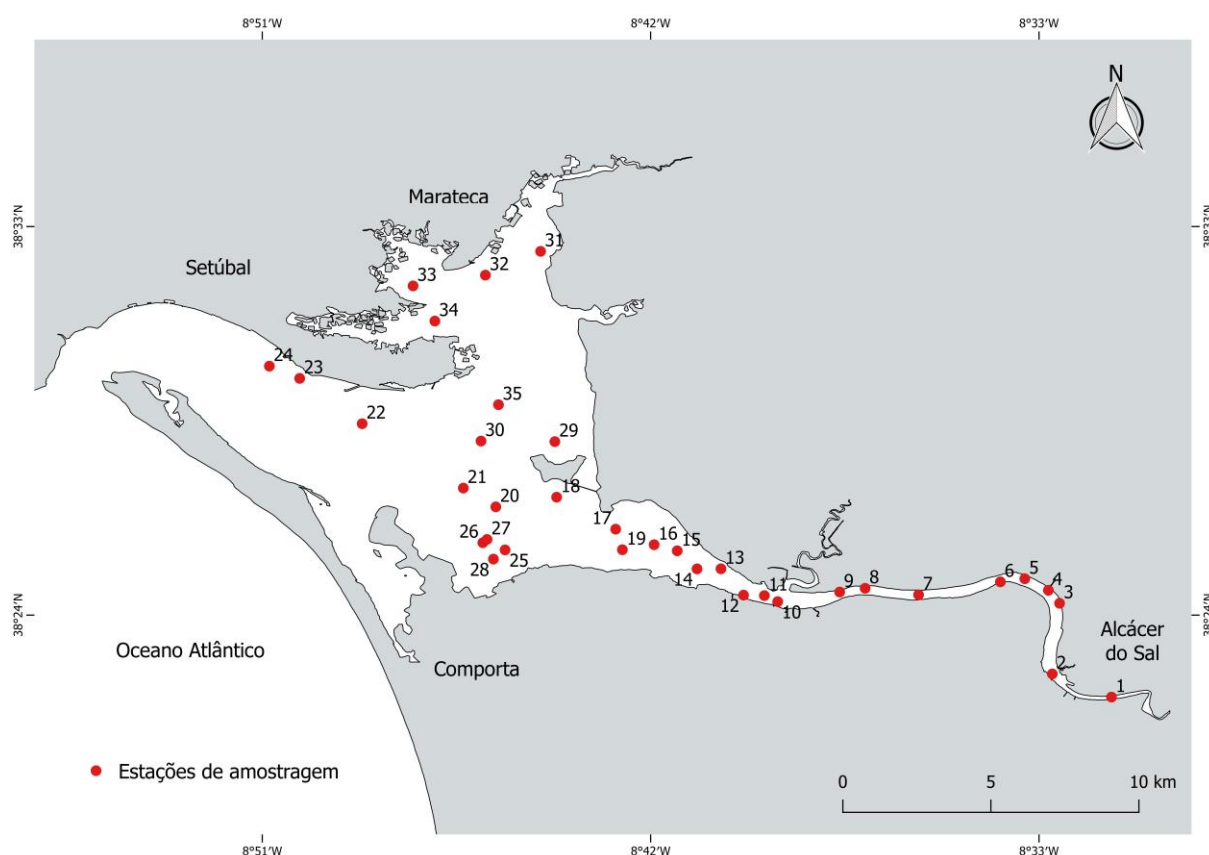


Figura 2.2. Localização das estações de amostragem estabelecidas para recolha de berbigão e restante comunidade de bivalves, no estuário do Sado, em maio de 2018 (Sistema de coordenadas: WGS 84).

A amostragem foi efetuada através da realização de arrastos com uma ganchorra rebocada através de embarcação de pesca (Figura 2.3) com as características indicadas na Tabela 2.1 e com o auxílio de pescadores profissionais. Estas operações de arrasto tiveram uma duração de 30 segundos, com uma velocidade variável, de acordo com o tipo de sedimento.



Figura 2.3. Ganchorra utilizada para a amostragem de berbigão e restante comunidade de bivalves no estuário do Sado em maio de 2018.

Tabela 2.1. Características da ganchorra utilizada para a recolha de berbigão e restante comunidade de bivalves no estuário do Sado em maio de 2018.

Características	Medidas (cm)
Aro	
Diâmetro	80,0
Largura	60,0
Altura	30,0
Pente de dentes	
Número de dentes	13,0
Intervalo entre dentes	1,5
Espessura dos dentes	1,0
Comprimento dos dentes	12,0
Saco de rede	
Comprimento	230,0
Largura	70,0
Malhagem	3,0

Em cada estação de amostragem foram ainda medidos diversos parâmetros ambientais, com uma sonda multiparamétrica YSI, nomeadamente a profundidade (m), a temperatura (°C), a salinidade e o oxigénio dissolvido (%). Com recurso a uma draga van Veen, foram também recolhidas amostras de sedimento em cada estação de amostragem, de forma a determinar a sua granulometria e o seu teor em carbono orgânico (%).

Ainda a bordo da embarcação, procedeu-se a uma triagem do material biológico capturado com a ganchorra, de modo a serem recolhidos apenas os organismos vivos. Estes foram posteriormente colocados em sacos devidamente etiquetados, com a indicação da respetiva estação de amostragem.

2.3. Trabalho laboratorial

No laboratório, todos os organismos capturados foram, sempre que possível, identificados até à espécie. Estes foram seguidamente contados e pesados (peso fresco) numa balança com precisão de 0,01 g. Com recurso a uma craveira com precisão com 0,01 mm, foi ainda medido o comprimento total dos organismos, sempre que o seu estado de conservação o permitiu.

A granulometria do sedimento foi determinada por separação das diversas frações sedimentares através de uma coluna de quatro crivos (0,063 mm, 0,250 mm, 0,500 mm e 2,000 mm) do tipo “AFNOR”, após secagem a 60 °C. A granulometria em cada estação de amostragem foi classificada como cascalho (G1, >2 mm), areia grossa (G2, 0,500-2,000 mm), areia média (G3, 0,250-0,500 mm), areia fina (G4, 0,063-0,250 mm) e vasa (G5, <0,063 mm) (Gee e Or, 2002).

O teor em matéria orgânica do sedimento foi determinado pela diferença entre os pesos de uma amostra seca a 60 °C, numa estufa durante 24 horas, e o peso da mesma amostra após combustão numa mufla a 550 °C, durante 4 horas (Luczak et al, 1997).

2.4. Análise de dados

2.4.1. Definição de zonas no estuário do Sado

Com o objetivo de analisar a distribuição espacial de berbigão e da restante comunidade de bivalves foram identificadas no sistema estuarino zonas homogêneas em termos de características ambientais. Para tal, recorreu-se a uma Análise de Componentes Principais (PCA), com o objetivo de se obter uma ordenação das estações em função dos diferentes fatores ambientais e determinar eventuais agrupamentos de estações (Clarke et al., 2014). Os fatores ambientais incluídos nesta análise foram a distância de cada estação de amostragem à foz (km), como representativa geral do gradiente estuarino, a profundidade (m), a temperatura (°C), a salinidade, o oxigénio dissolvido (%) e o teor em matéria orgânica (%) e a granulometria média dos sedimentos (ϕ). O ϕ é um parâmetro indicador da granulometria média, que foi calculado para cada estação de amostragem através do pacote estatístico GRADISTAT, apresentando valores entre -10 e 9 (Blott e Pye, 1986). No presente estudo estes valores variaram entre -0,02 e 4,00, correspondendo os mesmos a diferentes tipologias de grãos de areia. Valores de ϕ mais elevados são indicativos de um sedimento com grão mais fino, enquanto valores menores de ϕ são indicativos de sedimento com grão mais grosseiro. Todos os fatores ambientais (exceto a granulometria média dos sedimentos) foram transformados (raiz quadrada) e posteriormente normalizados, de modo a apresentarem escalas comparáveis.

2.4.2. Comunidade de Bivalves

2.4.2.1. Distribuição espacial e a sua relação com os fatores ambientais

Para a análise e identificação dos padrões espaciais da comunidade de bivalves do estuário do Sado realizou-se uma Análise de Coordenadas Principais (PCO), que consiste na ordenação dos dados multivariados com base numa matriz de semelhança (Anderson et al., 2008). Os dados de abundância foram transformados (raiz quadrada) e a partir destes calculou-se a matriz de semelhança, utilizando o coeficiente de Bray-Curtis. As análises subsequentes foram realizadas tendo por base esta matriz. Como nas estações 5 e 17 não se capturou nenhum organismo, as mesmas foram retiradas desta análise e das posteriores.

Para se verificar quais as espécies que estavam associadas com os padrões espaciais observados efetuaram-se correlações de Spearman entre a abundância das espécies identificadas e os eixos da PCO ($r > 0,5$) e sobrepueram-se estes dados, em forma de vetores, na ordenação (Anderson et al., 2008). Pelo facto das espécies alvo do estudo serem um molusco bivalve, apenas o último grupo taxonómico foi considerado nesta análise e nas subsequentes.

Com vista a determinar quais os fatores ambientais explicativos dos padrões espaciais da comunidade de bivalves foi realizada uma análise DistLM (*Distance-based Linear Model*), utilizando um procedimento por passos (*Step-wise*), e como critério de seleção o parâmetro estatístico AICc (*Akaike Information Criterion corrected* - refinamento do parâmetro AIC). O modelo obtido foi ilustrado através de uma Análise de Redundância baseada na distância (dbRDA) (Anderson et al., 2008).

Os fatores ambientais utilizados nesta análise estatística foram a distância à foz, a profundidade, a temperatura, o oxigénio dissolvido, a salinidade e o teor em matéria orgânica e a granulometria média dos sedimentos (ϕ). Todas as variáveis, exceto a granulometria média dos sedimentos, foram transformadas (raiz quadrada) e posteriormente normalizadas (incluindo a granulometria média dos sedimentos), de modo a que as escalas fossem comparáveis.

Com o objetivo de verificar se existiam diferenças significativas na estrutura da comunidade de bivalves entre as diferentes zonas do estuário previamente identificadas, através da PCA realizada, efetuou-se uma Análise de Variância Multivariada Não Paramétrica (PERMANOVA), a um fator (Zonas) (Anderson et al., 2008). *A posteriori* foram realizados testes emparelhados para este fator, para cada um dos seus níveis (Zona Superior do Canal de Alcácer, Zona Inferior do Canal de Alcácer, Zona intermédia e Zona da Foz), de forma a verificar se existiam diferenças entre eles.

Para suportar os resultados obtidos na análise PERMANOVA foi também efetuada uma análise SIMPER com o objetivo de determinar a percentagem de semelhança intra fator (Zonas) e de dissemelhança entre os diferentes níveis do fator, e ainda a percentagem de contribuição de cada taxa para as semelhanças e dissemelhanças encontradas (Clarke et al., 2014).

Para todas estas análises foi utilizado o software estatístico PRIMER v6.0 (Clarke e Gorley, 2006) e a respetiva extensão PERMANOVA (Anderson et al., 2008). Em todas as análises estatísticas efetuadas considerou-se um nível de significância de $p < 0,05$.

2.4.3. Populações de berbigão

2.4.3.1. Distribuição espacial e a sua relação com os fatores ambientais

Para uma melhor perceção da distribuição e abundância de berbigão ao longo da área de estudo elaborou-se um mapa com recurso ao *software* QGIS v2.18.24, representando a abundância da espécie em cada estação de amostragem.

Com o objetivo de verificar se existiam diferenças significativas ($p < 0,05$) na abundância de berbigão entre as zonas previamente identificadas na PCA realizou-se ainda uma análise PERMANOVA. Com o objetivo de determinar quais os fatores ambientais que mais influenciavam a distribuição de berbigão foi desenvolvido um modelo linear generalizado (GLM) (McCullagh e Nelder, 1989). Optou-se por não se considerar a abundância dos indivíduos, mas sim a presença/ausência dos mesmos, devido às limitações dos dados disponíveis (excesso de zeros para uma distribuição Poisson/Binomial Negativa e reduzida quantidade de dados), considerando-se assim a distribuição binomial.

Para esta análise ser mais robusta e também para se verificar se diferentes sistemas estuarinos influenciavam distintamente a distribuição de berbigão, utilizaram-se dados já publicados de Carvalho (2017), relativos ao sistema estuarino do Tejo no ano de 2014 e 2015, e de Portela (2016), relativos ao estuário do Sado no ano de 2015.

Os fatores ambientais explicativos selecionados para integrar o modelo foram a profundidade, a temperatura, a salinidade, o oxigénio dissolvido e o teor em matéria orgânica e a granulometria média do sedimento (ϕ). Foi ainda incluída a variável categórica estuário (Sado e Tejo), de modo a verificar se esta podia influenciar a distribuição de berbigão.

Para verificar a potencial existência de colinearidade entre os fatores ambientais e evitar a inclusão de variáveis redundantes no modelo, efetuou-se uma matriz de correlações com os coeficientes de correlação de Pearson e o respetivo *p-value* (Zuur et al., 2009), recorrendo à função “*hetcor*” do pacote estatístico “*polycor*” (Fox, 2016). Correlações superiores a 0,8 foram consideradas significativas, de acordo com Snelder & Lamouroux (2010).

Para obtenção do modelo final utilizou-se a função “*stepAIC*”, que seleciona o melhor modelo entre um modelo nulo (sem variáveis explicativas) e um modelo saturado (com todas as variáveis explicativas). Para a seleção do melhor modelo foi utilizado o critério AIC (“*Akaike Information*”).

Criteria” (Akaike, 1997), o qual estima a informação relativa perdida por um dado modelo, pelo que, quanto menor for o seu valor, mais adequado será o modelo. Para se verificar se todas as variáveis incluídas no modelo final obtido eram significativas utilizou-se o *Likelihood Ratio Test* (LRT) e o seu valor de probabilidade associado ($p < 0,05$), através da função *drop1* (Hilbe, 2016).

Por fim, para se obter uma maior certeza de que modelo é ajustado, para além do LRT, efetuaram-se ainda outros dois testes que assentam em diferentes pressupostos: o *Pearson Chi2 Goodness-of-Fit Test* e o *Hosmer-Lemeshow Test*, tendo como hipótese nula o modelo se ajustar aos dados (Dobson e Barnett, 2018; Hilbe, 2016).

Este modelo foi desenvolvido em ambiente R (R Core Development Team, 2013), versão 3.5.2, com o auxílio do software Rstudio, Versão 0.99.842 (2009-2018, Rstudio, Inc.), com recurso ao pacote “MASS”.

2.4.3.2. Estrutura dimensional

Para a análise da estrutura dimensional do berbigão procedeu-se a uma análise gráfica da distribuição do número de indivíduos de berbigão por classes dimensionais definidas com um intervalo de 1 mm.

2.4.3.3. Amplitude de nicho ecológico do berbigão e sua sobreposição com a restante comunidade de bivalves

A análise da dinâmica de uma comunidade depende, em parte, da caracterização de como os organismos utilizam o seu ambiente e quais as suas interações ecológicas. Com este propósito utilizaram-se o Índice de Shannon-Wiener e o Índice de Horn. No que diz respeito à ocupação de habitats ao longo do estuário as espécies de bivalves apresentam diferentes amplitudes de nicho, podendo ser especialistas, ocupando um nicho mais restrito, ou generalistas, ocupando uma maior diversidade de habitats. O índice de Shannon-Wiener traduz esta mesma amplitude de nicho. Assim, quanto maior for o valor obtido para este parâmetro, mais generalista será a espécie em análise, e quanto menor for esse valor, mais especialista será (Krebs, 2014).

Para esta análise da amplitude de nicho, primeiramente construiu-se uma matriz apenas com a abundância das espécies de bivalves identificadas e, seguidamente, calculou-se o índice, para cada espécie, com base na mesma, utilizando a respetiva equação.

Equação 2.1. Índice de Shannon-Wiener:

$$H' = - \sum \hat{p}_j \log \hat{p}_j$$

H' = Índice de diversidade de Shannon-Wiener

\hat{p}_j = Proporção de indivíduos que foram registados nas estações de amostragem ($j = 1, 2, 3, \dots, n$)

n = Número total de estações de amostragem

O principal objetivo de medir a sobreposição de nicho ambiental é inferir a potencial competição por espaço entre espécies (Krebs, 2014). Assim, com o Índice de Horn pretendeu-se determinar se existia potencial de competição entre as espécies de berbigão alvo deste estudo, e as restantes espécies de bivalves presentes no sistema. Este índice varia entre 0 e 1, sendo que os valores superiores a 0,6 são normalmente considerados indicadores de uma sobreposição ecologicamente relevante (Wallace e Ramsey, 1983).

Equação 2.2. Índice de Horn:

$$\hat{R}_o = \frac{\sum (\hat{p}_{ij} + \hat{p}_{ik}) \log(\hat{p}_{ij} + \hat{p}_{ik}) - \sum \hat{p}_{ij} \log \hat{p}_{ij} - \sum \hat{p}_{ik} \log \hat{p}_{ik}}{2 \log 2}$$

\hat{R}_o = Índice de Horn de sobreposição para os pares de espécies j e k

\hat{p}_{ij} = Proporção das estações i para o total de estações que registaram a espécie j

\hat{p}_{ik} = Proporção das estações i para o total de estações que registaram as espécie k

Para esta análise ser mais completa e para se verificar se os resultados eram díspares entre anos e diferentes sistemas estuarinos, utilizaram-se também dados já publicados por Carvalho (2017), relativos ao sistema estuarino do Tejo no ano de 2014 e 2015, e por Portela (2016), relativos ao estuário do Sado no ano de 2015.

3. Resultados

3.1. Identificação de diferentes zonas no estuário do Sado

Primeiramente realizou-se uma Análise de Componentes Principais (PCA), em função dos fatores ambientais (Anexo I), para a identificação de zonas do estuário do Sado relativamente homogêneas. Esta permitiu identificar 4 zonas distintas (Figura 3.1): Zona Superior do Canal de Alcácer (estações 1 e 2), Zona Inferior do Canal de Alcácer (estações 3 a 9), Zona Intermédia (estações 10 a 20, 25 a 29, e 31 a 35) e Zona da Foz (estações 21 a 24 e 30); sendo que os dois primeiros eixos explicam, em conjunto, 70% da variância. As estações da Zona Superior do Canal de Alcácer estão associadas a uma maior distância à foz e menor salinidade e oxigénio dissolvido, enquanto o grupo de estações da Zona Inferior do Canal de Alcácer apresenta uma diversidade de características do ponto de vista ambiental. Já as estações da Zona Intermédia estão associadas, principalmente, a uma maior quantidade de matéria orgânica e granulometria média dos sedimentos, bem como de salinidade e oxigénio dissolvido e as estações da Zona da Foz estão associadas a uma maior salinidade e percentagem de oxigénio dissolvido e a uma menor distância à foz.

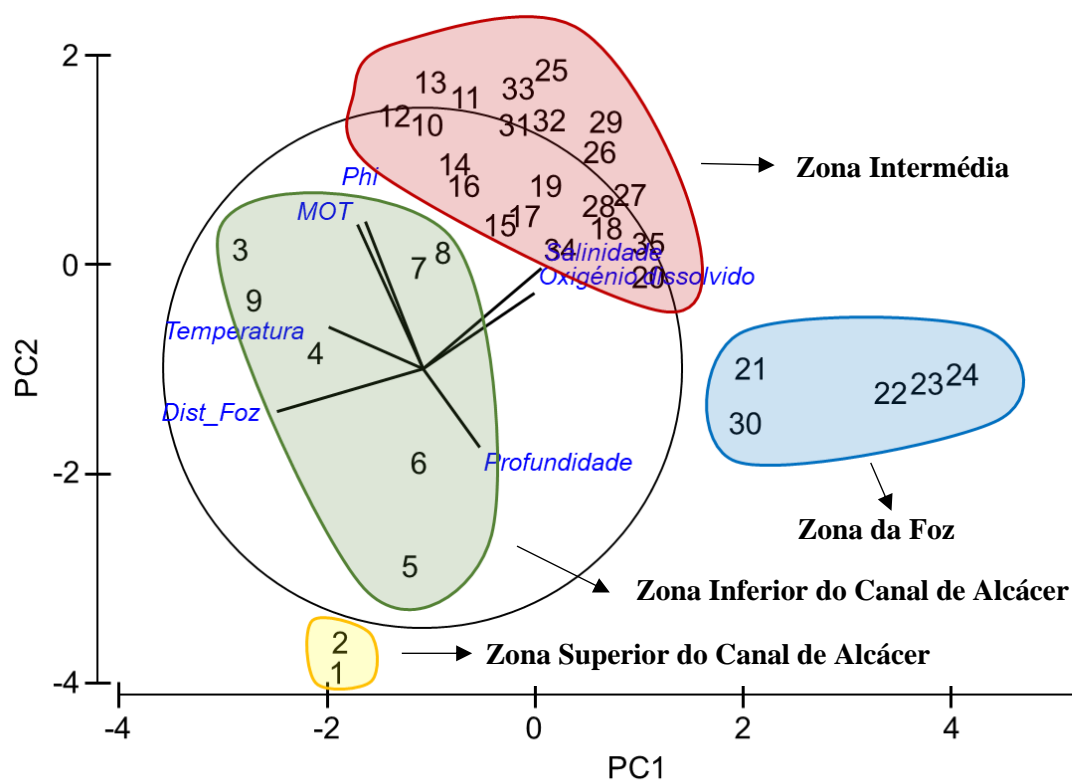


Figura 3.1. Ordenação das estações de amostragem estabelecidas no estuário do Sado, em maio de 2018, em função dos fatores ambientais, obtida através de uma Análise de Componentes Principais (PCA). Os números presentes no gráfico correspondem aos das estações de amostragem (ver Figura 2.2). Os vetores representam a correlação dos fatores ambientais com os dois primeiros eixos da ordenação. O tamanho dos vetores indica a intensidade da associação entre os fatores ambientais e os eixos da ordenação. Os círculos com diferentes cores estão associados às diferentes zonas identificadas. A cor laranja corresponde à Zona Superior do Canal de Alcácer, o verde à Zona Inferior do Canal de Alcácer, o vermelho à Zona Intermédia e o azul à Zona da Foz.

3.1.1. Comunidade de bivalves

3.1.2. Distribuição espacial e relação com os fatores ambientais

Nas amostras recolhidas foram contabilizados 76 taxa diferentes e um total de 7881 indivíduos, 6784 dos quais pertencentes a 30 espécies diferentes do grupo de bivalves (Anexo II). Neste grupo, as espécies dominantes foram *Ostrea stentina* (5184 indivíduos, correspondentes a 76,4 % do total), *Solen marginatus* (486 indivíduos, correspondentes a 7,2%), *Ruditapes philippinarum* (307 indivíduos, correspondentes a 4,5%), *Cerastoderma* spp. (201 indivíduos, correspondentes a 3,0%) e *Magallana angulata* (158 indivíduos, correspondentes a 2,3%) (Figura 3.2).

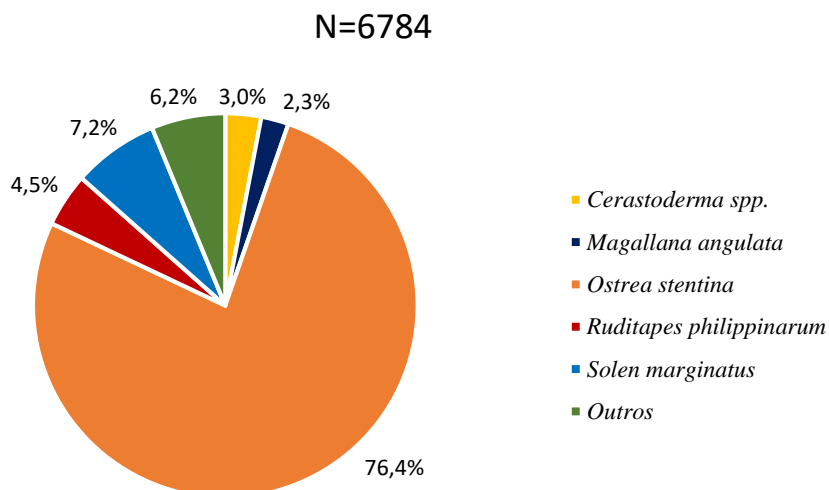


Figura 3.2. Abundância relativa das espécies de bivalves mais representativas nas amostras obtidas na campanha de amostragem realizada no estuário do Sado, em maio de 2018.

A análise gráfica dos dados (Figura 3.3) sugere que o sistema é bastante heterogéneo, existindo uma grande diversidade de espécies. Nas estações de montante está presente apenas a espécie *Corbicula fluminea* (amêijoia-asiática). *Scrobicularia plana* (lambujinha) ocorre somente na zona do Canal de Alcácer. *M. angulata* (ostra-portuguesa) existe em maior abundância também no Canal de Alcácer, mas apresenta algumas populações na Zona Intermédia. *R. philippinarum* (amêijoia-japonesa) está igualmente presente ao longo do Canal de Alcácer e na Zona Intermédia. Já *O. stentina* (ostra-anã) ocorre em maior abundância na Zona Intermédia e na Zona da Foz. A espécie *S. marginatus* (navalha), embora se distribua ao longo de todo o estuário, apresenta igualmente prevalência na Zona da Foz e na Zona Intermédia. Na Zona da Foz estão presentes as espécies *Venus verrucosa*, *Spisula subtruncata*, *Ensis ensis* e *Ensis magnus*. *Ruditapes decussatus* (amêijoia-boia) que ainda conta com alguns exemplares, ocorre com maior representatividade na Zona Intermédia. Ocorrem igualmente outras espécies ao longo do estuário, ainda que com pouca representatividade. São exemplo disso as espécies *Barnea candida*, *Corbula gibba*, *Modiolus modiolus* e *Nucula nucleus*.

É possível verificar que as estações da Zona Intermédia e da Zona da Foz apresentam, geralmente, maior diversidade de bivalves.

As espécies de berbigão, alvo deste estudo, (*Cerastoderma* spp.) ocorrem no Canal de Alcácer, à exceção da sua porção mais a montante, que apresenta salinidades muito baixas, e na Zona Intermédia, não se observando nenhum registo na Zona da Foz.

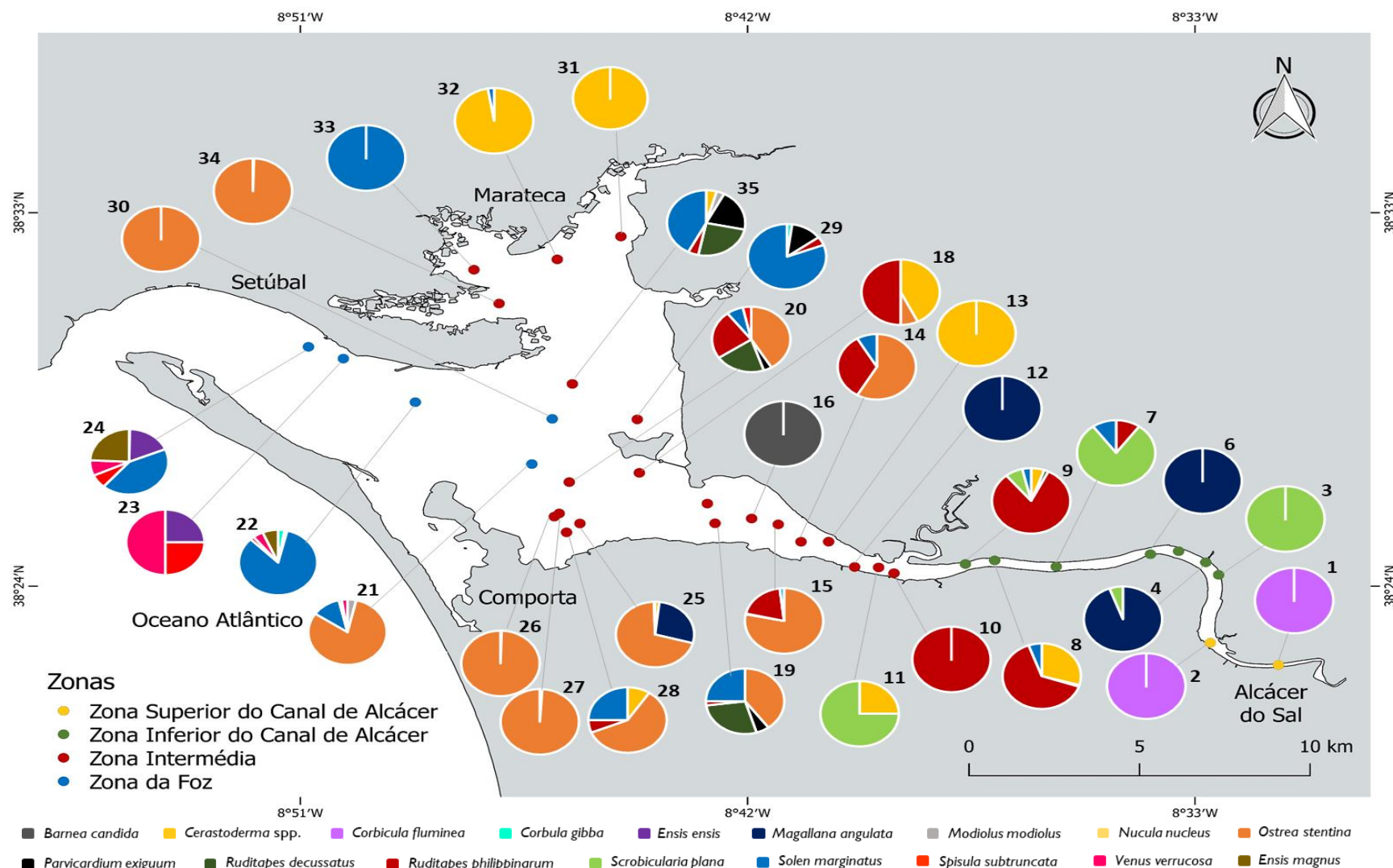


Figura 3.3. Mapa do estuário do Sado com a representação das estações de amostragem estabelecidas na campanha realizada no estuário do Sado, em maio de 2018, e das diferentes zonas identificadas. Cada estação de amostragem tem associado um gráfico circular com as espécies mais abundantes. Nas estações de amostragem 5 e 17 não foi capturada nenhuma espécie de bivalve, razão pela qual não está associado qualquer gráfico às mesmas.

A análise de coordenadas principais (PCO), não permitiu identificar padrões de distribuição espacial muito evidentes da comunidade de bivalves, associados às zonas previamente identificadas (Figura 3.4). Verifica-se que esta é uma comunidade bastante heterogénea, à exceção da Zona Inferior do Canal de Alcácer, que está maioritariamente associada às espécies *S. plana* e *Cerastoderma* spp. Apesar das estações integrantes da Zona Superior do Canal de Alcácer (1 e 2) apenas apresentarem espécimes de *C. flumínea*, esta não aparece como vetor na ordenação, pois o número de exemplares é muito baixo comparativamente com as outras espécies presentes na ordenação. As restantes zonas (Zona Intermédia e Zona da Foz), apresentam-se mais dispersas na ordenação e como tal, não é possível identificar padrões espaciais evidentes da comunidade de bivalves. A variância explicada pelo primeiro e pelo segundo eixo foi de 18,8% e 15,7%, respetivamente (Figura 3.4).

As espécies de berbigão encontram-se associadas essencialmente à Zona Inferior do Canal de Alcácer e à Zona Intermédia.

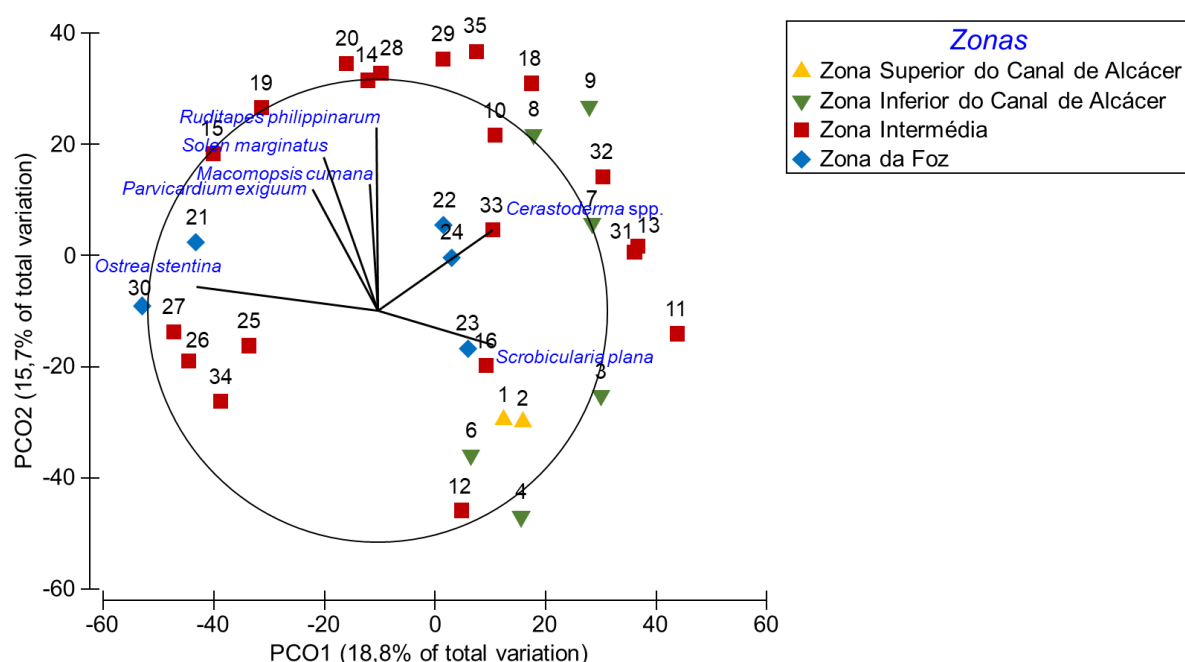


Figura 3.4. Ordenação da comunidade de bivalves estudada na campanha de amostragem realizada no estuário do Sado, em maio de 2018, obtida através de uma Análise de Coordenadas Principais (PCO). Os vetores representam a correlação das diferentes espécies com os dois primeiros eixos da ordenação. As estações estão indicadas pelos respetivos números e as diferentes zonas estão representadas por símbolos com diferentes cores.

De acordo com a análise DistLM, o modelo que melhor explica os padrões espaciais da comunidade de bivalves no sistema estuarino do Sado é aquele apresentado na Figura 3.5. Os fatores ambientais que mais contribuem para explicar o modelo de distribuição espacial da comunidade de bivalves são, assim, a salinidade ($p<0,05$), a temperatura ($p<0,05$) e a granulometria média do sedimento ($p<0,05$). A salinidade é o vetor mais associado ao primeiro eixo ($R=-0,80$), com valores mais baixos associados às Zonas Superior e Inferior do Canal de Alcácer, e valores mais elevados às zonas Intermédia e da Foz do estuário. Por sua vez, os vetores que representam a temperatura ($R=-0,54$) e granulometria ($R=-0,83$) estão mais associados ao segundo eixo, com valores de temperatura inferiores e granulometria mais grosseira nas zonas Superior do Canal de Alcácer e da Foz.

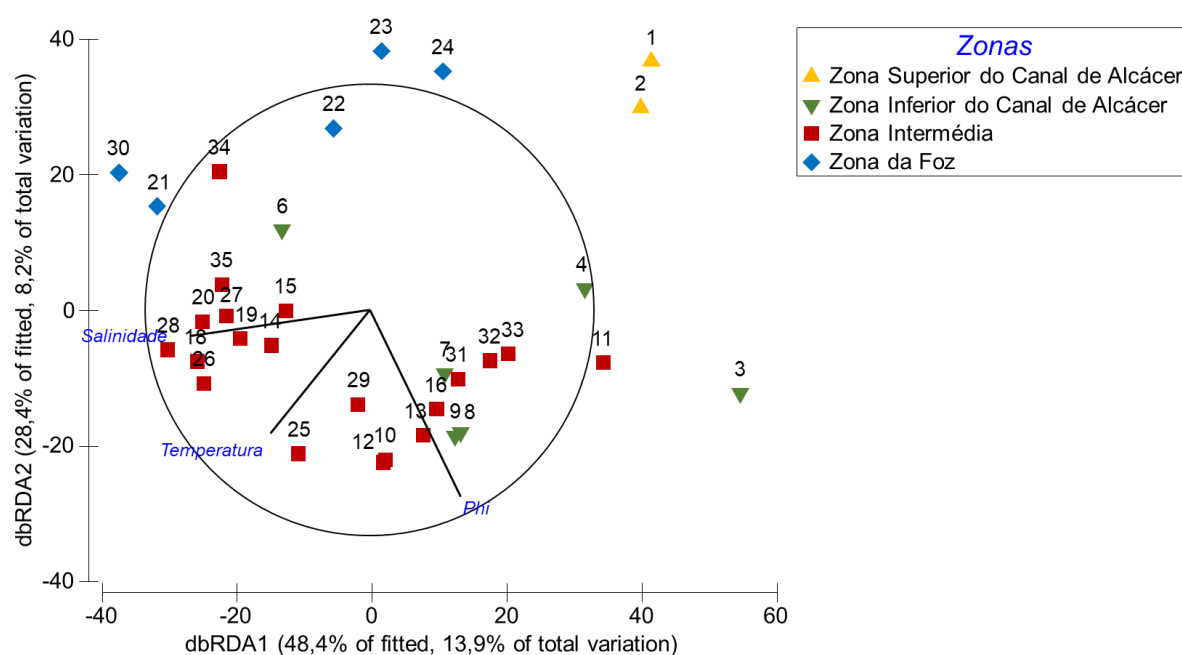


Figura 3.5. Ordenação da distribuição espacial da comunidade de bivalves estudados na campanha de amostragem realizada no estuário do Sado, em maio de 2018, obtida através de uma análise de redundância baseada em distâncias (dbRDA). Os vetores sobrepostos à ordenação correspondem aos fatores ambientais selecionados pela análise distLM, como os mais explicativos dos padrões espaciais. A direção e o tamanho dos vetores são indicativos da associação dos fatores ambientais com os eixos da ordenação. As estações estão indicadas pelos respectivos números e as diferentes zonas estão representadas por símbolos com diferentes cores.

A comparação entre as comunidades das diferentes zonas, efetuada por meio de uma PERMANOVA, revelou diferenças significativas entre as mesmas. Os testes emparelhados, realizados *a posteriori* para este fator, revelaram diferenças significativas entre todos os níveis (Tabela 3.1).

Tabela 3.1. Resultados dos testes emparelhados complementares à análise PERMANOVA ($p < 0,05$), efetuados para averiguar se a estrutura da comunidade de bivalves do estuário do Sado, em maio de 2018, diferia em função da zona estuarina.

Níveis do fator “Zonas”	t	P (perm)
Zona superior, Zona inferior	1,948	0,038
Zona Superior, Zona intermédia	1,847	0,004
Zona Superior, Zona da foz	2,022	0,048
Zona inferior, Zona intermédia	1,489	0,017
Zona inferior, Zona da Foz	1,844	0,001
Zona intermédia, Zona da Foz	1,544	0,010

A análise SIMPER permitiu compreender melhor o nível de semelhança respeitante a cada zona previamente identificada e as principais dissimilaridades entre as mesmas, complementando assim a informação obtida através do teste PERMANOVA efetuado. Analisando a Figura 3.6, pode-se constatar que a similaridade dentro de cada zona não é muito significativa, à exceção do que acontece para a Zona Superior do Canal de Alcácer, onde esta é de 100%. Nas restantes zonas a mesma não ultrapassa os

23,0%. A similaridade de 100% a montante é justificada pela presença exclusiva da espécie *C. fluminea* nas estações que compõem essa zona. A similaridade mais baixa nas restantes zonas justifica-se pela maior heterogeneidade das suas comunidades de bivalves.

A Zona Inferior do Canal de Alcácer apresenta uma similaridade de 19,8%, sendo *S. plana* (57,9%) a espécie que contribui mais significativamente para esta similaridade. Já a Zona da Foz apresenta uma similaridade de 22,7%, sendo as espécies *S. marginatus* (28,7%) e *O. stentina* (25,5%) aquelas que mais contribuem para essa semelhança. A Zona Intermédia exhibe a similaridade mais baixa (16,8%), uma vez que apresenta uma grande heterogeneidade taxonómica. As espécies que mais contribuem para este valor são *O. stentina* (35,7%) e *Cerastoderma* spp. (22,2%).

Já as dissimilaridades entre as diferentes zonas são bastante significativas, sendo sempre superiores a 88,0%. A espécie que contribui mais significativamente para as diferenças entre todas as zonas é *O. stentina*, exceto entre a Zona Superior do Canal de Alcácer e Zona Inferior do Canal de Alcácer, quando a espécie *S. plana* assume esse papel.

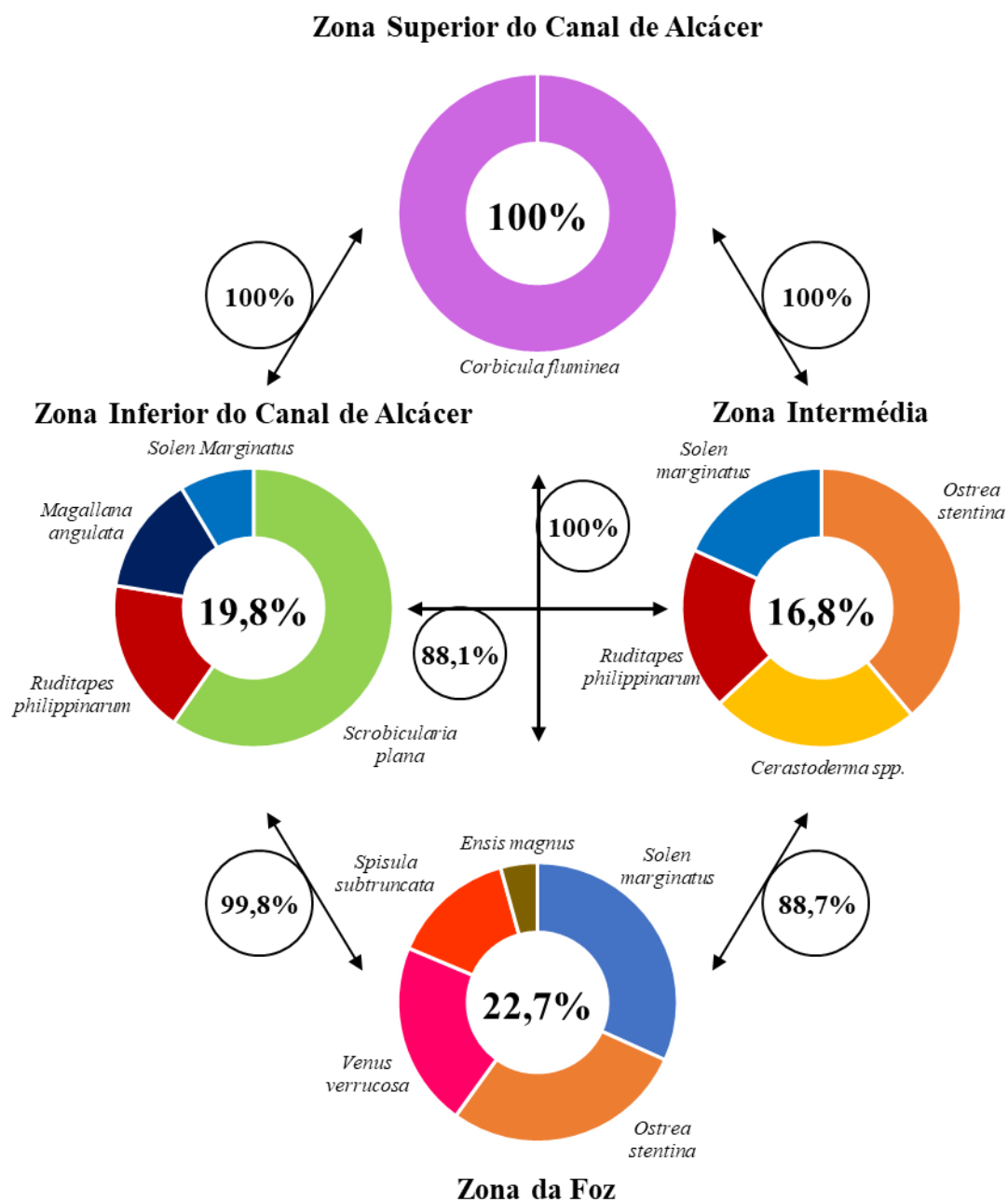


Figura 3.6. Representação gráfica da análise SIMPER. Os gráficos circulares representam as diferentes zonas. As diferentes cores representam as espécies que mais contribuem para a similaridade intra-zona, encontrando-se a percentagem da mesma no interior do gráfico. As setas indicam a percentagem de dissimilaridade entre zonas. Os dados utilizados nesta análise são referentes às amostras capturadas na campanha de amostragem de maio de 2018 no estuário do Sado.

3.2. Populações de berbigão

3.2.1. Variação espacial na abundância

As espécies de berbigão alvo deste estudo, ocorrem em 28,6% das estações de amostragem (Anexo III). Verifica-se que estão presentes esparsamente ao longo da Zona Inferior do Canal de Alcácer, concentrando-se em maior abundância no Esteiro da Marateca, pertencente à Zona Intermédia. O berbigão não ocorre na Zona Superior do Canal de Alcácer, nem na Zona da Foz (Figura 3.7).

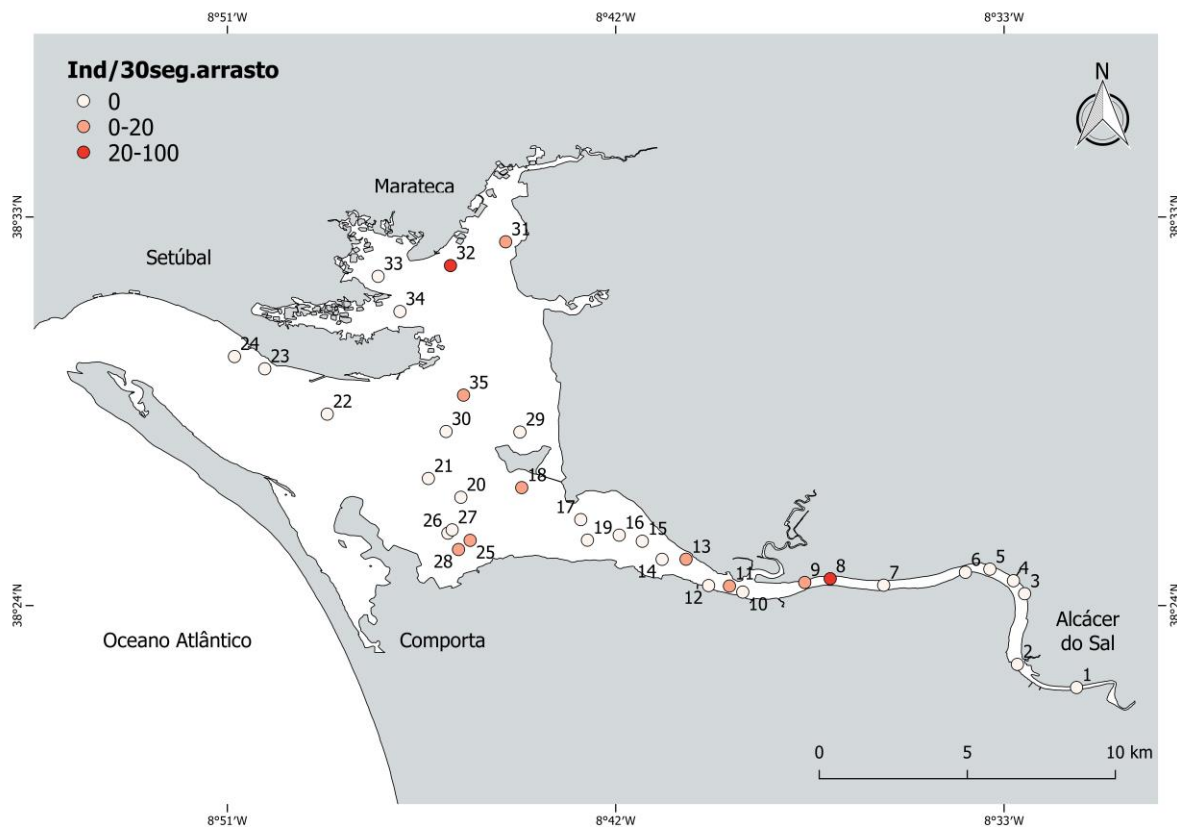


Figura 3.7. Mapa ilustrativo da distribuição e abundância de berbigão, por estação de amostragem, no estuário do Sado, em maio de 2018. Foram estabelecidos três intervalos, que correspondem a diferentes valores de abundância, os quais são representados por pontos com diferentes cores. A abundância corresponde ao número de indivíduos capturados em 30 segundos de arrasto.

A análise PERMANOVA revelou não existirem diferenças significativas na abundância de berbigão entre as diferentes zonas do estuário do Sado ($p>0,05$). Estas espécies aparecem tendencialmente em maior abundância na Zona Inferior do Canal de Alcácer e Zona Intermédia, e não ocorrem na Zona Superior do Canal de Alcácer nem na Zona da Foz. No entanto, as diferenças entre as zonas não são significativas porque existe uma grande variabilidade na abundância das espécies, mesmo dentro das zonas onde estas ocorrem, como se pode confirmar através da análise da Tabela 3.2.

Tabela 3.2. Média, mediana e quartis (25% e 75%) da abundância de berbigão nas diferentes zonas identificadas através da PCA, no estuário do Sado.

	Média	Mediana	Quartis	
			25%	75%
Zona Superior do Canal de Alcácer	0	0	0	0
Zona Inferior do Canal de Alcácer	11,3	0	0	1,5
Zona Intermédia	5,8	0	0	4,0
Zona da Foz	0	0	0	0

3.2.2. Distribuição espacial e a sua relação com os fatores ambientais

Após a análise da matriz de correlação entre os fatores selecionados como passíveis de integrar o modelo explicativo da distribuição espacial de berbigão em função dos fatores ambientais (Anexo IV, V e VI), concluiu-se que não existia nenhuma correlação altamente significativa ($>0,80$) entre os mesmos, pelo que se mantiveram todos os fatores no modelo inicial. Após a aplicação da função *stepAIC*, para a obtenção do modelo mais parcimonioso, verificou-se que este incluía os fatores profundidade, salinidade, granulometria média dos sedimentos (ϕ), temperatura e estuário ($AIC=200,70$), tendo sido eliminados os fatores correspondentes ao teor em matéria orgânica dos sedimentos e oxigénio dissolvido. Contudo, uma vez realizado o *Likelihood Ratio Test*, verificou-se que os fatores temperatura e estuário não eram significativos, pelo que o modelo final explicativo da distribuição de berbigão passou a incluir apenas os fatores profundidade, salinidade e granulometria dos sedimentos ($AIC=202,73$) como ilustrado na Tabela 3.3.

Perante a análise da Tabela 3.3, verifica-se que a probabilidade de o berbigão estar presente no estuário é tanto maior quanto menor for a profundidade, quando há condições de maior salinidade e quando a granulometria média do sedimento (ϕ) apresenta um valor mais elevado, ou seja, quando o sedimento tem um grão mais fino.

Com os testes realizados para avaliar o ajuste do modelo, verificou-se em ambos os casos que a probabilidade de erro foi superior a 0,05 (*Pearson Chi2 Goodness-of-Fit Test*: $p=0.5169$ e *Hosmer-Lemeshow Test*: $p=0.5698$), pelo que não se pode rejeitar a hipótese nula de o modelo se ajustar aos dados.

Tabela 3.3. Caracterização dos fatores ambientais explicativos selecionados como integrantes do modelo final explicativo da distribuição de berbigão nos estuários do Sado e do Tejo. Para cada variável explicativa é apresentado o valor do coeficiente de regressão, erro padrão, probabilidade de erro associada ao teste LRT e intervalos de confiança

Fatores	Coeficientes de regressão	Erros padrão	Probabilidade de erro (p)	Intervalos de confiança	
				2,5 %	97,5%
Interceção	-2,708	0,811	0,001	-4,446	-1,244
Profundidade	-0,152	0,054	0,004	-0,267	-0,056
Salinidade	0,075	0,026	0,004	0,028	0,130
Granulometria	0,250	0,105	0,017	0,051	0,467

3.2.3. Estrutura dimensional

O comprimento da concha dos indivíduos capturados variou entre os 10,29 mm e os 30,87 mm e o comprimento médio da concha foi de $22,02 \pm 3,26$ mm. O tamanho mínimo e o tamanho máximo da amostra foram de 10,29 mm e 20,87 mm, respetivamente. Não foi capturado nenhum indivíduo com comprimento inferior a 10 mm devido à dimensão da malha da rede de apanha ser relativamente elevada. A classe dimensional de 24 mm foi a que apresentou maior número de indivíduos. A maior parte dos indivíduos capturados encontra-se abaixo do tamanho mínimo de captura (Figura 3.8).

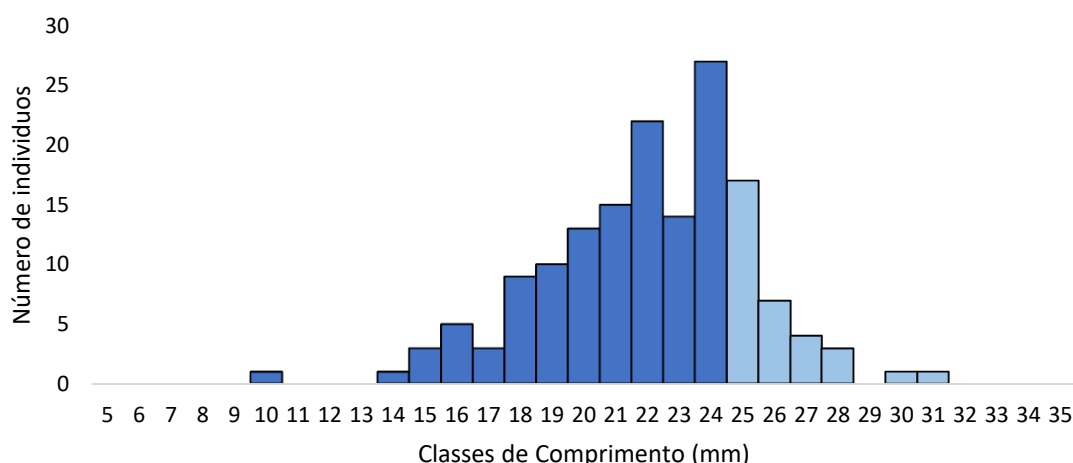


Figura 3.8. Distribuição de frequências, por classes de comprimento, dos indivíduos de berbigão capturados no estuário do Sado, em maio de 2018. As barras azuis escuras representam as classes de comprimento abaixo do tamanho mínimo de captura (25 mm).

3.2.4. Amplitude de nicho ecológico de berbigão e sua sobreposição com a restante comunidade de bivalves

A amplitude de nicho das espécies de berbigão está traduzida no índice de diversidade de Shannon-Wiener representado na Tabela 3.4. Constata-se que o berbigão apresenta uma amplitude de nicho relativamente elevada nos dois sistemas estuarinos, sendo maior no Tejo, no ano de 2014 (2,23).

Tabela 3.4. Amplitude de nicho de berbigão, obtido através do índice de Shannon-Wiener. Este índice foi calculado para os anos de 2015 e 2018, no caso do estuário do Sado, e para os anos de 2014 e 2015, no caso do estuário do Tejo.

	Sado 2015	Sado 2018	Tejo 2014	Tejo 2015
<i>Cerastoderma spp.</i>	1,68	1,54	2,23	1,43

Para avaliar a potencial ocorrência de competição entre o berbigão e as restantes espécies de bivalves existentes nos dois sistemas estuarinos analisados (Anexo VII, VIII, IX e X), calculou-se o Índice de Horn. Com base na análise da Tabela 3.5, pode verificar-se que a sobreposição de nicho mais elevada e ecologicamente significativa ($>0,6$), se registou com *S. marginatus* (0,70), no estuário do Tejo, no ano de 2014, mas que não teve paralelo no estuário do Sado, em ambos os anos de amostragem, e no estuário do Tejo em 2015. Também no estuário do Tejo, a espécie *Ensis sp.* apresentou um valor de sobreposição de nicho ecologicamente significativo com o berbigão, de 0,64 e 0,66, no ano de 2014 e 2015, respetivamente.

No estuário do Sado não se verificou nenhuma sobreposição de nicho ecologicamente significativa com a espécie em estudo. No entanto, a espécie que ocupa um nicho ecológico mais próximo do berbigão é *R. philippinarum*, com um valor de 0,43 no ano de 2015 e 0,56 no ano de 2018. Também no estuário do Tejo ocorrem valores semelhantes de sobreposição de nicho entre o berbigão e esta espécie. É possível observar ainda que apenas *R. philippinarum* apresenta valores similares de sobreposição de nicho com o berbigão nos dois sistemas.

Tabela 3.5. Sobreposição de nicho ecológico entre os espécimes de berbigão (*Cerastoderma* spp.) e as espécies de bivalves capturadas no estuário do Sado, em julho de 2015 e maio de 2018, e no estuário do Tejo, em maio de 2014 e 2015, obtida através do Índice de Horn.

Sobreposição de nicho	<i>Cerastoderma</i> spp.			
	Sado 2015	Sado 2018	Tejo 2014	Tejo 2015
<i>Abra alba</i>	0,19	0	0	0
<i>Acanthocardia echinata</i>	—	—	—	0,15
<i>Acanthocardia tuberculata</i>	—	—	—	0,44
<i>Anomia ephippium</i>		0	—	0
<i>Arcopagia crassa</i>	0	—	—	—
<i>Barnea candida</i>	—	0	—	—
<i>Chamelia gallina</i>	0		—	—
<i>Corbicula fluminea</i>	0	0	—	—
<i>Corbula gibba</i>	—	0	0	0
<i>Dosinia exoleta</i>	—	0	—	—
<i>Ensis</i> sp.	0	0	0,64	0,66
<i>Laevicardium crassum</i>	—	0	—	0
<i>Limecola balthica</i>	—	—	—	0
<i>Lutraria lutraria</i>	—	0	—	—
<i>Lyonsia norvegica</i>	—	0	—	—
<i>Macomopsis cumana</i>	0,19	0,16	0	0,26
<i>Magallana angulata</i>	0,01	0,12	—	—
<i>Mimachlamys varia</i>	—	0	0	0
<i>Modiolus barbatus</i>	—	0	0	—
<i>Musculus discors</i>	0,33	—	—	—
<i>Modiolus Modiolus</i>	0,12	0,05	—	—
<i>Mya arenaria</i>	—	—	—	0
<i>Mysia undata</i>	—	0	—	—
<i>Mytilus edulis</i>	0	—	0,09	—
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	—	—	0	0,02
<i>Nucula nucleus</i>		0	0	0
<i>Ostrea stentina</i>	0,01	0,08	0	0,02
<i>Pandora albida</i>	—	0	—	—
<i>Parvicardium exiguum</i>	—	0,06	—	—
<i>Pinna rudis</i>	—	—	—	0
<i>Pseudamussium peslutrae</i>	—	0	0	0
<i>Polititapes aureus</i>	—	—	—	0
<i>Ruditapes decussatus</i>	0,05	0,07	—	—
<i>Ruditapes philippinarum</i>	0,43	0,56	0,55	0,46
<i>Saxicavella jeffreysi</i>	—	0	—	—
<i>Scrobicularia plana</i>	0,05	0,06	0,04	0,07
<i>Solen marginatus</i>	0,04	0,17	0,70	0,42
<i>Spisula solida</i>			0	0,23
<i>Spisula subtruncata</i>	0	0	—	—
<i>Striarca lactea</i>	—	—	—	0
<i>Venerupis corrugata</i>	0,19	—	0	—
<i>Venus casina</i>	—	—	—	0
<i>Venus verrucosa</i>	0	0	0	0,03

4. Discussão

Um dos principais objetivos deste estudo centrava-se em conhecer a distribuição espacial da comunidade de moluscos bivalves do estuário do Sado. As análises realizadas para este efeito mostraram que *Ostrea stentina* é a espécie dominante na área de estudo, em termos de abundância, encontrando-se principalmente na zona intermédia do sistema, em estações com predominância subtidal, à semelhança do que se verificou no trabalho realizado por Portela (2016) no mesmo corpo estuarino. Também Lapêgue (2006) constatou que tal bivalve era muito abundante no estuário do Sado. Trata-se de uma espécie que habita na zona subtidal dos estuários e pode ser encontrada principalmente em substratos rochosos ou fixa a conchas de outros bivalves (González-Wangüemert et al., 2004; Gosling, 2015). Este facto foi corroborado pelo presente estudo, tendo estas ostras sido encontradas maioritariamente associadas a conchas pertencentes à espécie *Magallana angulata*, outra espécie de ostra presente no estuário. Devido ao seu tamanho reduzido, esta ostra não é alvo de apanha ou cultivo, pelo que a sua população parece não se encontrar impactada pela ação humana, ocorrendo em abundância no sistema, essencialmente na Zona Inferior do Canal de Alcácer e na Zona Intermédia.

A espécie que apresentou uma distribuição mais ampla no estuário do Sado, ainda que ocorrendo numa densidade muito menor que *O. stentina*, foi *Solen marginatus*, já que ocorreu em todas as zonas do estuário estudadas. Estes organismos são encontrados em sedimentos de areia fina e vasa, estando altamente adaptados a viver neste tipo de habitats, uma vez que possuem um pé extenso que lhes permite a escavação vertical na areia. Visto que a maior parte do sedimento encontrado no estuário é composto por areia média a muito fina, seria de esperar encontrar estes organismos um pouco por todo o estuário, como de facto acontece (da Costa e Martínez-Patiño, 2009; Fernández-Tajes e Méndez, 2007; Hmida et al., 2012).

Foram também encontradas espécies não indígenas na comunidade amostrada: a ameijoja japonesa (*Ruditapes philippinarum*) e a ameijoja asiática (*Corbicula fluminea*), já referenciadas em estudos anteriores, tanto no estuário do Sado, como em estuários adjacentes (Chainho et al., 2015; Presado, 2012).

Diversos fatores físicos e biológicos influenciam a distribuição dos macroinvertebrados bentónicos (nos quais se incluem os moluscos bivalves) ao longo do gradiente estuarino, tanto numa escala global, como numa escala local. Segundo Ysebaert et al. (2003), a salinidade e a composição do sedimento são os fatores ambientais usualmente descritos como responsáveis pela heterogeneidade espacial do macrobentos ao longo do gradiente estuarino. No entanto, o efeito sinérgico da salinidade e da composição do sedimento, em conjunto com outros fatores ambientais, como a profundidade, a disponibilidade de alimento, o hidrodinamismo, e outros fatores biológicos, como a ocorrência de competidores por espaço e alimento, predadores e doenças, podem ter consequências mais severas do que qualquer fator que atue individualmente (Gosling, 2015).

No presente estudo os fatores identificados como tendo maior influência nos padrões de distribuição da comunidade de bivalves encontrados foram a salinidade, a granulometria dos sedimentos e a temperatura.

Apesar de a temperatura ter sido identificada como um dos fatores ambientais explicativos dos padrões de distribuição da comunidade de bivalves, esta é pouco referida em estudos anteriores. De facto, a temperatura é tradicionalmente descrita como um fator ambiental chave que condiciona o ciclo reprodutor dos moluscos bivalves, desde a fase de eclosão, assentamento e metamorfose larvar, até às restantes fases do ciclo de vida, como o crescimento e mortalidade em juvenis e adultos (Gosling, 2015; Martínez-Castro e Vázquez, 2012), sendo também reconhecida como importante na distribuição espacial

dos moluscos bivalves a uma escala regional (Crespo et al., 2010; Gosling, 2015). No entanto, os resultados obtidos no presente estudo relativamente a este parâmetro devem ser encarados com alguma reserva, uma vez que o mesmo contemplou apenas uma amostragem pontual, na qual não se observou um gradiente de temperatura evidente, havendo uma diferença máxima de apenas 2° C entre as estações que se situam junto à foz do estuário e aquelas da Zona Inferior do Canal de Alcácer, no momento da amostragem. Este fator deveria ser considerado tendo em conta a amplitude da sua variabilidade anual nas diferentes zonas do estuário, para refletir os verdadeiros gradientes que condicionam a distribuição das espécies.

Diversos estudos demonstraram que a salinidade é um fator que tem muita influência na distribuição das espécies de macroinvertebrados e na estrutura da sua comunidade, sendo recorrente, na maior parte dos estuários, o decréscimo da riqueza e diversidade biológicas estar associado com a redução da salinidade (Binias et al., 2014; Chainho et al., 2006; Ysebaert et al., 2003). Tal também se verificou no presente estudo. Na zona com maior influência dulçaquícola, a montante do estuário, está presente com maior frequência a espécie *Scrobicularia plana*, e ocorre exclusivamente e em baixa abundância (apenas 2 indivíduos), nas duas primeiras estações de amostragem, a espécie *C. flumínea* (amêijoasiática), uma espécie dulçaquícola que tolera salinidades até 14 (Franco et al., 2012; Sousa et al., 2008), verificando-se um aumento da diversidade e da abundância das espécies nas zonas com maior influência marinha.

A granulometria do sedimento foi igualmente um dos fatores explicativos dos padrões espaciais encontrados nas comunidades de bivalves do estuário do Sado, estando a Zona Superior do Canal de Alcácer e a Zona da Foz associadas a sedimentos compostos por areia mais grosseira e a Zona Inferior do Canal de Alcácer e a Zona Intermédia associadas a sedimentos compostos por areia fina a vasa. Esta variável também se revelou importante em vários estudos realizados anteriormente no estuário do Tejo (Rodrigues et al., 2006), no estuário do Mondego (Chainho et al., 2006), no estuário do Lima (Sousa et al., 2006), no estuário do Douro (Mucha et al., 2005) e ainda noutros sistemas estuarinos europeus (Blanchet et al., 2005).

É de notar, contudo, que a percentagem de variância explicada nesta análise que pretendia determinar quais os fatores ambientais explicativos dos padrões espaciais da comunidade de bivalve é baixa (apenas 20%), o que pode resultar do facto do estuário do Sado ser um sistema altamente dinâmico e complexo (Coutinho, 2003) sob o ponto de vista da morfologia, batimetria, e circulação de água, e que está sujeito a uma grande variabilidade nos caudais de água doce, o que, por sua vez, origina gradientes de salinidade, turbidez, matéria em suspensão e nutrientes que se sobrepõem e condicionam a dinâmica do sistema. Mas para essa baixa explicação da realidade por parte do modelo desenvolvido, também pode contribuir a ausência nesta análise de outros fatores potencialmente explicativos, sendo exemplo disso o hidrodinamismo, a disponibilidade de alimento e outros fatores bióticos, como a presença de competidores, predadores ou patologias.

No estuário do Sado, o berbigão distribuiu-se pela Zona Inferior do Canal de Alcácer e pela Zona Intermédia, que apresentam salinidades entre os 17 e 30, profundidades mais reduzidas, sedimentos de grão mais fino e uma certa quantidade de matéria orgânica. Chainho (2008) constatou também, no estuário do Mondego, que o berbigão se encontra em maior abundância em locais com condições semelhantes, assim como Ysebaert *et al.* (2003), no estuário Schelde, na Bélgica.

No presente estudo os fatores que parecem ter maior relevância na explicação da probabilidade de ocorrência do berbigão no estuário do Sado foram a salinidade, a profundidade e a granulometria dos sedimentos.

A distribuição espacial de berbigão, é influenciada por fatores abióticos, como a velocidade de corrente, tempo de emersão, salinidade e composição do sedimento, e por fatores bióticos, como a competição e predação por outras espécies, e a exploração humana (Gam et al., 2010; Kater et al., 2006).

Estudos laboratoriais demonstraram que o berbigão tolera um largo espectro de salinidade (10-35), situando-se o seu ótimo nos 25 (Brock, 1980; Verdelhos et al., 2015). No entanto, Verdelhos et al. (2015) registou elevadas taxas de mortalidade da espécie abaixo de uma salinidade de 10, após 120 h de exposição a esse espectro de salinidades. A sua distribuição espacial é, assim, limitada pelas baixas salinidades (Kater et al., 2006; Malham et al., 2012). Não admira, por isso, que no presente estudo não se tenha verificado qualquer ocorrência da espécie nas estações que apresentaram salinidade inferior a 15.

A profundidade foi uma das variáveis ambientais reconhecidas como importantes para explicar a distribuição espacial do berbigão no presente estudo, estando correlacionada negativamente com a probabilidade de ocorrência do berbigão, o que indica que esta espécie ocorre a reduzidas profundidades, à semelhança do que foi observado por Ysebaert et al. (2002) aquando do desenvolvimento de modelos preditivos da resposta de várias espécies de macroinvertebrados bentónicos (incluindo a espécie *Cerastoderma edule*) em função dos fatores ambientais, verificando que a probabilidade de ocorrência de berbigão aumenta com a diminuição da profundidade. De facto, as espécies de berbigão apresentam uma taxa de crescimento mais alta quando a profundidade é menor, sendo frequentemente encontrados em zonas intertidais e subtidais de baixa profundidade nos estuários (Burdon et al., 2014). Kater et al. (2006) constataram, também, que no estuário do Scheldt os fatores ambientais mais determinantes na distribuição de berbigão foram o tempo de emersão (medida inversamente equiparável à profundidade) e a velocidade da corrente.

O berbigão é frequentemente encontrado em substratos compostos por sedimentos arenosos a vasosos, em zonas com velocidades de correntes baixas que favorecem o assentamento dos juvenis (Burdon et al., 2014; Coosen et al., 1994). No modelo explicativo da distribuição espacial do berbigão em função dos fatores ambientais, desenvolvido no presente estudo, constatou-se que a distribuição estava correlacionada positivamente com a granulometria média do sedimento (ϕ), ou seja, onde o valor de ϕ é maior (sedimento mais areno-vasoso), maior é a probabilidade de se encontrar a espécie. Também Ysebaert et al. (2002) constataram, nos modelos que desenvolveram, que a probabilidade de ocorrência do berbigão é maior em sedimentos entre 100 a 150 μm , que correspondem a sedimentos de areia fina a muito fina.

O berbigão apresentou sobreposições de nicho relevantes com duas espécies, todas pertencentes à superfamília Solenoidea, *Ensis sp.* e *S. marginatus*, no ano de 2014, e *Ensis sp.*, no ano de 2015, no estuário do Tejo. No entanto, tal não se verificou no estuário do Sado, nem no ano de 2015 para a espécie *S. marginatus*, no estuário do Tejo, nem foi reportado noutros sistemas estuarinos. Isto pode querer dizer que no ano em que houve esta sobreposição de nicho relevante pode ter ocorrido um aumento do número de indivíduos desta espécie, que influenciou o resultado da análise. Seria, por conseguinte, interessante dar seguimento a esta monitorização, tanto no estuário do Sado, como no estuário do Tejo, para que fosse possível perceber se estes resultados foram apenas pontuais ou se, pelo contrário, são recorrentes e se justifica estudar com mais pormenor a interação entre as espécies.

Apesar de não apresentar uma sobreposição de nicho relevante com a espécie em estudo, a amêijoia japonesa (*R. philippinarum*), uma espécie invasora, apresentou valores próximos do limite (0,60) do significado biológico em ambos os estuários. As espécies invasoras podem contribuir para modificar a distribuição e abundância da comunidade de moluscos bivalves nativos nos sistemas estuarinos, bem como competir por espaço e por alimento (Bax et al., 2003). Estudos realizados anteriormente mostraram que a proliferação desta espécie, em particular, interfere negativamente com a distribuição

da congénere nativa (*Ruditapes decussatus*), diminuindo a sua abundância (Bidegain et al., 2015), bem como com a distribuição do berbigão, *Cerastoderma* spp., no estuário do Tejo (Garaulet, 2011). No entanto, é difícil determinar se estamos perante um caso de competição entre as espécies, uma vez que não se dispõe de informação sobre a disponibilidade de espaço e de alimento para as espécies nos sistemas em apreço, nem da sua capacidade de carga (Horta et al., 2004). De qualquer forma, apesar da amêijoia-japonesa ser atualmente uma das espécies dominantes no estuário do Tejo (Cabral et al., 2019) e ainda ter uma representatividade relativamente reduzida no estuário do Sado, a sobreposição espacial com a área de distribuição do berbigão é elevada. Um estudo recente realizado no estuário do Tejo, com utilização de isótopos estáveis, indicou que há uma sobreposição de 23% entre os nichos tróficos de *R. philippinarum* e *Cerastoderma glaucum* no estuário do Tejo, salientando o elevado potencial para competição trófica entre estas espécies simpátricas (Dias et al., in press).

Em relação à amplitude de nicho, verificou-se que a espécie em estudo apresentou valores elevados, em comparação com outras espécies que ocorrem no mesmo estuário (Portela, 2016), apontando para um carácter relativamente generalista da mesma.

Analisando a distribuição das frequências das classes de comprimentos do berbigão no estuário do Sado, no ano de 2018, parece observar-se uma população com alguns indícios de mortalidade natural e/ou por pesca. Na realidade, apesar da estrutura dimensional da população mostrar uma boa ocorrência de recrutamento, com a maioria dos indivíduos abaixo do tamanho mínimo de captura, há uma baixa representação de indivíduos adultos, com apenas 21% de indivíduos a apresentarem um tamanho comercializável.

São várias as espécies com interesse comercial, capturadas no estuário do Sado, entre as quais se incluem o berbigão, a amêijoia-boia (*Ruditapes decussatus*), a amêijoia japonesa (*Ruditapes philippinarum*), a amêijoia macha (*Venerupis corrugata*), a lambujinha (*Scrobicularia plana*), as ostras (*Ostrea edulis* e *Crassostrea* spp.) e o pé-de-burro (*Venus verrucosa*). Nas lotas de Sesimbra e de Setúbal, as mais próximas do estuário do Sado, entre o ano de 2010 e 2014, as descargas que assumiram maior importância foram as correspondentes à amêijoia japonesa, lambujinha e ostras. Comparativamente a estas espécies, a pesca de berbigão parece assumir uma menor relevância, uma vez que o valor de descargas deste nas referidas lotas é reduzido, ao contrário do que acontece em outras lotas nacionais (e.g. Aveiro, Olhão).

A pesca profissional tem pouca representatividade no estuário do Sado, sendo realizada sobretudo na zona costeira adjacente ao estuário com ganchorras arrastadas com embarcação e direcionada para as espécies comerciais *Ensis siliqua* (navalha), *Spisula solida* (amêijoia-branca), *Chamelea gallina* (pé-de-burrinho) e *Donax trunculus* (conquilha) (Gaspar et al., 2014). Estas espécies, consequentemente, registam um maior número de descargas nas lotas de Sesimbra e Setúbal, comparativamente às descargas de berbigão, nos mesmos locais. No entanto, é de notar que nem sempre é indicado o local correto da origem das espécies descarregadas em lota, uma vez que a apanha com fins comerciais pode ser exercida nas zonas da capitania da área de residência do titular da licença e nas capitánias limítrofes (Portaria n.º 1228/2010 de 6 de Dezembro). Por esse motivo, os dados relativos ao estuário do Sado têm de ser interpretados com precaução, uma vez que podem ter sido declarados exemplares que tenham sido capturados no estuário do Tejo, assim como exemplares capturados no Sado podem ter sido declarados como provenientes do Tejo. Em oposição à pesca profissional, a pesca lúdica assume uma importante relevância neste sistema estuarino (dados não publicados, projeto NIPOGES), observando-se muitos apanhadores durante os fins de semana e períodos de férias a capturar bivalves nas áreas intertidais, sendo o berbigão uma das espécies alvo desta apanha. Apesar da apanha lúdica estar limitada a um total diário de 2 kg por praticante (Portaria n.º 14/2014 de 23 de janeiro), estes apanhadores não

cumprem os critérios dos tamanhos mínimos de captura nem das épocas de defeso, pondo em causa a sustentabilidade da exploração destas espécies.

O tamanho das populações de berbigão varia significativamente, principalmente como consequência da variabilidade anual no sucesso reprodutivo (Beukema e Cadée, 1996). Noutros locais onde esta espécie é explorada como recurso tem-se verificado um decréscimo das populações. Na Ria de Arousa, em Espanha, este decréscimo parece estar fundamentalmente relacionado com uma doença causada por parasitas, Marteliosis (Villalba et al., 2014). Já no Mar de Wadden, este decréscimo parece ser resultado, sobretudo, de um baixo recrutamento, que pode ser explicado por um aumento da predação sobre a espécie em estudo (Beukema e Dekker, 2005). Em Portugal, no estuário do Mondego, a sobre-exploração parece ter sido a causa do decréscimo dos mananciais desta espécie (Crespo et al., 2010). São, portanto, várias as causas que podem dar origem a um decréscimo das populações de berbigão nos diversos sistemas estuarinos. Por este motivo e pelo facto das populações de berbigão apresentarem alguns indícios de sobre-exploração, incluindo no estuário do Sado que foi objeto do presente estudo, seria importante a continuidade da avaliação da estrutura populacional deste recurso, para que possa ser gerido adequadamente de modo a conciliar a sua exploração como recurso e a sua conservação.

5. Considerações finais

O berbigão apresenta uma elevada importância ecológica e económica. Como tal, é necessário estudar as suas populações, para que possa ser efetuada uma gestão eficiente das mesmas. O principal objetivo deste trabalho foi verificar qual o estado atual das populações de berbigão (*Cerastoderma* spp.), no estuário do Sado. No âmbito deste trabalho foi possível determinar a distribuição espacial e abundância de berbigão e da comunidade acompanhante de bivalves, os fatores ambientais que condicionam as mesmas assim como a sua estrutura populacional e possíveis interações ecológicas com outras espécies de bivalves.

Os resultados demonstraram que as populações de berbigão se encontram na Zona Inferior do Canal de Alcácer e na Zona Intermédia do estuário, não ocorrendo nas restantes zonas. Os fatores ambientais que melhor explicam a probabilidade da sua ocorrência, no estuário do Sado são a salinidade, profundidade e granulometria média dos sedimentos.

A análise da possível interação ecológica do berbigão com a comunidade de bivalves também foi importante, revelando que as espécies em estudo apresentam uma sobreposição de nicho relevante com as navalhas (*Solen marginatus* e *Ensis* sp.) no estuário do Tejo. Verificou-se também que existe potencial para uma possível competição por espaço entre a espécie não indígena amêijoia japonesa (*Ruditapes philippinarum*) e as espécies em estudo pelos valores muito próximos do limite do significado biológico (0,60), nos estuários do Sado e do Tejo, nos anos analisados.

Constatou-se, ainda, pela análise da distribuição das frequências das classes de comprimento, que as populações de berbigão, apesar de terem uma boa representação de indivíduos juvenis e, como tal, parecerem ter um recrutamento eficiente, apresentam alguns indícios de mortalidade natural e/ou por pesca, dada a baixa representatividade encontrada de indivíduos adultos.

Em virtude do elevado interesse económico e ecológico que as espécies de berbigão representam, seria importante que fosse realizada uma monitorização anual e continuada das suas populações neste estuário, para avaliar a sua distribuição espacial, abundância e estrutura populacional, de modo a que se possam implementar ou modificar medidas de gestão adequadas às condições verificadas, e que contribuam para a exploração sustentável deste recurso.

Na realização desta dissertação foram várias as lacunas de conhecimento encontradas em relação ao berbigão em Portugal, e como tal, futuras linhas de investigação poderão incidir, nomeadamente, sobre:

- A distribuição das populações de berbigão a nível nacional;
- A avaliação da idade, crescimento, ciclo reprodutor e idade de primeira maturação da espécie, informação fundamental para que sejam elaboradas políticas de gestão adequadas às populações de berbigão;
- O estudo dos potenciais impactos da amêijoia japonesa sobre o berbigão, uma espécie simpátrica;
- A caracterização da atividade de pesca destas espécies no estuário do Sado e noutros sistemas estuarinos.

6. Referências Bibliográficas

- Akaike, H., 1997. Information Theory and an Extension of the Maximum Likelihood Principle. Springer Series in Statistics 1–694. [https://doi.org/10.1016/S1353-8020\(02\)00127-X](https://doi.org/10.1016/S1353-8020(02)00127-X)
- Anderson, M., Gorley, R.N., Clarke, K.R., 2008. PERMANOVA + for PRIMER : by. Guide to Software and Statistical Methods 1. <https://doi.org/10.1016/j.isatra.2014.07.008>
- Bax, N., Williamson, A., Aguero, M., Gonzalez, E., Geeves, W., 2003. Marine invasive alien species: A threat to global biodiversity. *Marine Policy* 27, 313–323. [https://doi.org/10.1016/S0308-597X\(03\)00041-1](https://doi.org/10.1016/S0308-597X(03)00041-1)
- Beukema, J.J., Cadée, G.C., 1996. Consequences of the sudden removal of nearly all mussels and cockles from the Dutch Wadden Sea. *Marine Ecology* 17, 279–289. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.1996.tb00508.x>
- Beukema, J.J., Dekker, R., 2005. Decline of recruitment success in cockles and other bivalves in the Wadden Sea: Possible role of climate change, predation on postlarvae and fisheries. *Marine Ecology Progress Series* 287, 149–167. <https://doi.org/10.3354/meps287149>
- Bidegain, G., Bárcena, J.F., García, A., Juanes, J.A., 2015. Predicting coexistence and predominance patterns between the introduced Manila clam (*Ruditapes philippinarum*) and the European native clam (*Ruditapes decussatus*). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 152, 162–172. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.11.018>
- Binias, C., Tu Do, V., Jude-Lemelleur, F., Plus, M., Froidefond, J.M., De Montaudouin, X., 2014. Environmental factors contributing to the development of brown muscle disease and perkinsosis in Manila clams (*Ruditapes philippinarum*) and trematodiasis in cockles (*Cerastoderma edule*) of Arcachon Bay. *Marine Ecology* 35, 67–77. <https://doi.org/10.1111/maec.12087>
- Blanchet, H., De Montaudouin, X., Chardy, P., Bachelet, G., 2005. Structuring factors and recent changes in subtidal macrozoobenthic communities of a coastal lagoon, Arcachon Bay (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64, 561–576. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.03.016>
- Blott, S.J., Pye, K., 1986. A grain size distribution and statistic package for the analysis of unconsolidated sediments. *Developments in Water Science* 26, 1237–1248. [https://doi.org/10.1016/S0167-5648\(08\)70015-7](https://doi.org/10.1016/S0167-5648(08)70015-7)
- Boyden, C.R., 1971. A note on the nomenclature of two European cockles. *Zoological Journal of the Linnean Society* 50, 307–310. <https://doi.org/10.1111/j.1096-3642.1971.tb00765.x>
- Brock, V., 1980. The geographical distribution of *Cerastoderma [cardium] edule* (L.) and *C. lamarcki* (reeve) in the baltic and adjacent seas related to salinity and salinity fluctuations. *Ophelia* 19, 207–214. <https://doi.org/10.1080/00785326.1980.10425517>
- Burdon, D., Callaway, R., Elliott, M., Smith, T., Wither, A., 2014. Mass mortalities in bivalve populations: A review of the edible cockle *Cerastoderma edule* (L.). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 150, 271–280. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.04.011>
- Cabral, H.N., 1999. Ictiofauna do estuário do Sado. Relatório Científico e Técnico do Instituto de Investigação das Pescas e do Mar 47, 30.
- Cabral, S., Carvalho, F., Gaspar, M., Ramajal, J., Sá, E., Santos, C., Silva, G., Sousa, A., Costa, J.L., Chainho, P., 2019. Non-indigenous species in soft-sediments: Are some estuaries more invaded than others? *Ecological Indicators* 10. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105640>
- Caeiro, S., Costa, M.H., Ramos, T.B., Fernandes, F., Silveira, N., Coimbra, A., Medeiros, G., Painho, M., 2005. Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary sediment: An index analysis approach. *Ecological Indicators* 5, 151–169. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.02.001>
- Caeiro, S., Vaz-Fernandes, P., Martinho, A.P., Costa, P.M., Silva, M.J., Lavinha, J., Matias-Dias, C., Machado, A., Castanheira, I., Costa, M.H., 2017. Environmental risk assessment in a contaminated

- estuary: An integrated weight of evidence approach as a decision support tool. *Ocean and Coastal Management* 143, 51–62. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.09.026>
- Callaway, R., Burdon, D., Deasey, A., Mazik, K., Elliott, M., 2013. The riddle of the sands: How population dynamics explains causes of high bivalve mortality. *Journal of Applied Ecology* 50, 1050–1059. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12114>
- Carvalho, F.B., 2017. Estado atual da população de amêijoia-japonesa (*Ruditapes philippinarum*) do estuário do Tejo e impactes da sua introdução. Dissertação de Mestrado, FCUL.
- Chainho, P., 2008. Contribution to the development of biotic integrity assessment tools for Portuguese estuaries based on benthic communities. Doctoral dissertation, PhD thesis. University of Lisbon, Portugal 192.
- Chainho, P., Costa, J.L., Chaves, M.L., Lane, M.F., Dauer, D.M., Costa, M.J., 2006. Seasonal and spatial patterns of distribution of subtidal benthic invertebrate communities in the Mondego River, Portugal - A poikilohaline estuary. *Hydrobiologia* 555, 59–74. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1132-2>
- Chainho, P., Fernandes, A., Amorim, A., Ávila, S.P., Canning-Clode, J., Castro, J.J., Costa, A.C., Costa, J.L., Cruz, T., Gollasch, S., Grazziotin-Soares, C., Melo, R., Micael, J., Parente, M.I., Semedo, J., Silva, T., Sobral, D., Sousa, M., Torres, P., Veloso, V., Costa, M.J., 2015. Non-indigenous species in Portuguese coastal areas, coastal lagoons, estuaries and islands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 167, 199–211. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.06.019>
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2006. Getting started with PRIMER v6: user manual/tutorial.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., Somerfield, P.J., Warwick, R.M., 2014. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation 262.
- Coosen, J., Twisk, F., van der Tol, M.W.M., Lambeck, R.H.D., van Stralen, M.R., Meire, P.M., 1994. Variability in stock assessment of cockles (*Cerastoderma edule* L.) in the Oosterschelde (in 1980-1990), in relation to environmental factors. *Hydrobiologia* 282–283, 381–395. <https://doi.org/10.1007/BF00024643>
- Coutinho, M.T., 2003. Comunidade Fitoplanctónica do Estuário do Sado. Estrutura, Dinâmica e Aspectos Ecológicos. Provas de acesso à categoria de Investigador Auxiliar, IPIMAR 323.
- Crespo, D., Verdelhos, T., Dolbeth, M., Pardal, M.Â., 2010. Effects of the over harvesting on an edible cockle (*Cerastoderma edule* Linnaeus, 1758) population on a southern european estuary. *Fresenius Environmental Bulletin* 19, 2801–2811.
- da Costa, F., Martínez-Patiño, D., 2009. Culture potential of the razor clam *Solen marginatus* (Pennant, 1777). *Aquaculture* 288, 57–64. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.11.001>
- Dabouineau, L., Ponsero, A., 2004. Synthesis on biology of Common European Cockle 1–23.
- Dame, R.F., 2016. Ecology of Marine Bivalves: an ecosystem approach. CRC press. <https://doi.org/10.1201/b11220>
- Dias, E., Chainho, P., Dias, C.B., Adão, H., in press. Food sources of the non-indigenous bivalve species *Ruditapes philippinarum* as revealed by stable isotopes: implications for native bivalve species. *Aquatic Invasions*.
- Dobson, J.A., Barnett, A.G., 2018. An introduction to Generalized Linear Models. Chapman and Hall/CRC. <https://doi.org/10.1360/zd-2013-43-6-1064>
- FAO, 2017. Fishery Statistical Collections.
- Fernandez-Tajes, J., Méndez, J., 2007. Identification of the Razor Clam Species *Ensis arcuatus*, *E. siliqua*, *E. directus*, *E. macha*, and *Solen marginatus* Using PCR-RFLP Analysis of the 5S rDNA Region 7278–7282.
- Ferreira, J.G., Simas, T., Nobre, A., Silva, M.C., Shifferegger, K., Lencart-Silva, J., 2003. Identification

- of sensitive areas and vulnerable zones in transitional and coastal Portuguese systems. INAG and IMAR 79–94.
- Fox, J., 2016. Polychoric and Polyserial Correlations.
- Franco, J.N., Ceia, F.R., Patrício, J., Modesto, V., Thompson, J., Marques, J.C., Neto, J.M., 2012. Population dynamics of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in mesohaline and oligohaline habitats: Invasion success in a Southern Europe estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 112, 31–39. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.07.014>
- Freire, R., Arias, A., Méndez, J., Insua, A., 2011. Identification of European commercial cockles (*Cerastoderma edule* and *C. glaucum*) by species-specific PCR amplification of the ribosomal DNA ITS region. *European Food Research and Technology* 232, 83–86. <https://doi.org/10.1007/s00217-010-1369-5>
- Freitas, M.C., Andrade, C., Cruces, A., Munhá, J., Sousa, M.J., Moreira, S., Jouanneau, J.M., Martins, L., 2008. Anthropogenic influence in the Sado estuary (Portugal): A geochemical approach. *Journal of Iberian Geology* 34, 271–286. <https://doi.org/->
- Freitas, R., Martins, R., Campino, B., Figueira, E., Soares, A.M.V.M., Montaudouin, X., 2014. Trematode communities in cockles (*Cerastoderma edule*) of the Ria de Aveiro (Portugal): Influence of inorganic contamination. *Marine Pollution Bulletin* 82, 117–126. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.03.012>
- Gam, M., de Montaudouin, X., Bazairi, H., 2010. Population dynamics and secondary production of the cockle *Cerastoderma edule*: A comparison between Merja Zerga (Moroccan Atlantic Coast) and Arcachon Bay (French Atlantic Coast). *Journal of Sea Research* 63, 191–201. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2010.01.003>
- Garaulet, L.L., 2011. Estabelecimento do bivalve exótico *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) no estuário do Tejo: caracterização da população actual e análise comparativa com a congénere nativa *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758) e macrofauna bentónica acompanhante. Dissertação de Mestrado, FCUL.
- Gaspar, M.B., Moura, P., Pereira, F., 2014. Prospeção dos bancos de moluscos bivalves na costa Ocidental Sul portuguesa (Junho 2014). Relatório Científico e Técnico do Instituto de Investigação das Pescas e do Mar 6, 26.
- Gee, G. W., Or, D., 2002. 2.4 Particle-size analysis. *Methods of soil analysis*. Part, 4(598), 255–293.
- Gonçalves, C., Brogueira, M.J., Nogueira, M., 2015. Tidal and spatial variability of nitrous oxide (N₂O) in Sado estuary (Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 167, 466–474. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.10.028>
- González-Wangüemert, M., Pérez-Ruzafa, A., Rosique, M.J., Ortiz, A., 2004. Genetic differentiation in two cryptic species of Ostreidae, *Ostrea edulis* (Linnaeus, 1758) and *Ostreola stentina* (Payraudeau, 1826) in Mar Menor Lagoon, southwestern Mediterranean Sea. *Nautilus*.
- Gosling, E., 2015. *Marine Bivalve Molluscs*, Second. ed. John Wiley & Sons.
- Hilbe, J.M., 2016. Practical Guide to Logistic Regression. *Journal of Statistical Software* 71. <https://doi.org/10.18637/jss.v071.b03>
- Hmida, L., Fassatoui, C., Ayed, D., Ayache, N., Romdhane, M.S., 2012. Genetic characterization of the razor clam *Solen marginatus* (Mollusca: Bivalvia: Solenidae) in Tunisian coasts based on isozyme markers. *Biochemical Systematics and Ecology* 40, 146–155. <https://doi.org/10.1016/j.bse.2011.10.016>
- Horta, M., Costa, M.J., Cabral, H., 2004. Spatial and trophic niche overlap between *Diplodus bellottii* and *Diplodus vulgaris* in the Tagus estuary, Portugal. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 84, 837–842. <https://doi.org/10.1017/S0025315404010033h>
- ICNF, 2007. Plano de ordenamento e gestão para a Reserva Natural do Estuário do Sado Fase 1-Parte

3: Relatório Síntese.

- Iglesias, J.I.P., Navarro, E., 1990. Shell growth of the cockle *Cerastoderma edule* in the mundaca estuary (North Spain). *Journal of Molluscan Studies* 56, 229–238. <https://doi.org/10.1093/mollus/56.2.229>
- INE, 2019. Estatísticas da Pesca 2018.
- IPIMAR, 1994. Seminário sobre recursos haliêuticos, ambiente, aquacultura e qualidade do pescado da Península de Setúbal, Setúbal. Publicações Avulsas do IPIMAR 1, 272.
- Kamermans, P., 1994. Similarity in food source and timing of feeding in deposit- and suspension-feeding bivalves. *Marine Ecology Progress Series* 104, 63–75. <https://doi.org/10.3354/meps104063>
- Kater, B.J., Geurts Van Kessel, A.J.M., Baars, J.J.M.D., 2006. Distribution of cockles *Cerastoderma edule* in the Eastern Scheldt: Habitat mapping with abiotic variables. *Marine Ecology Progress Series* 318, 221–227. <https://doi.org/10.3354/meps318221>
- Krebs, C.J., 2014. *Ecological Methodology*. Addison-Wesley Educational Publishers, Inc. 3rd ed., Chap. 14: 597-653pp.
- Lapègue, S., Ben Salah, I., Batista, F.M., Heurtebise, S., Neifar, L., Boudry, P., 2006. Phylogeographic study of the dwarf oyster, *Ostreola stentina*, from Morocco, Portugal and Tunisia: Evidence of a geographic disjunction with the closely related taxa, *Ostrea aupaoria* and *Ostreola equestris*. *Marine Biology* 150, 103–110. <https://doi.org/10.1007/s00227-006-0333-1>
- Lillebø, A.I., Coelho, P.J., Pato, P., Válega, M., Margalho, R., Reis, M., Raposo, J., Pereira, E., Duarte, A.C., Pardal, M.A., 2011. Assessment of mercury in water, sediments and biota of a southern European estuary (Sado Estuary, Portugal). *Water, Air, and Soil Pollution* 214, 667–680. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0457-2>
- Luczak, C., Janquin, M.A., Kupka, A., 1997. Simple standard procedure for the routine determination of organic matter in marine sediment. *Hydrobiologia* 345: 87-94. <https://doi.org/10.1023/A:1002902626798>
- Machado, M.M., Costa, A.M., 1994. Enzymatic and morphological criteria for distinguishing between *Cardium edule* and *C. glaucum* of the Portuguese coast. *Marine Biology* 120, 535–544. <https://doi.org/10.1007/BF00350073>
- Magalhães, L., Correia, S., de Montaudouin, X., Freitas, R., 2018. Spatio-temporal variation of trematode parasites community in *Cerastoderma edule* cockles from Ria de Aveiro (Portugal). *Environmental Research* 164, 114–123. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.02.018>
- Malham, S.K., Hutchinson, T.H., Longshaw, M., 2012. A review of the biology of European cockles (*Cerastoderma* spp.). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 92, 1563–1577. <https://doi.org/10.1017/S0025315412000355>
- Martínez-Castro, C., Vázquez, E., 2012. Reproductive Cycle of the Cockle *Cerastoderma edule* (Linnaeus 1758) in the Ría De Vigo (Galicia, Northwest Spain) . *Journal of Shellfish Research* 31, 757–767. <https://doi.org/10.2983/035.031.0320>
- McCullagh, P., Nelder, J.A., 1989. *Generalized linear models*. CRC press Vol. 37. <https://doi.org/10.1007/978-1-4899-3242-6>
- Möller, P., 1986. Physical factors and biological interactions regulating infauna in shallow boreal areas. *Marine Ecology Progress Series* 30, 33–47. <https://doi.org/10.3354/meps030033>
- Mucha, A.P., Vasconcelos, M.T.S.D., Bordalo, A.A., 2005. Spatial and seasonal variations of the macrobenthic community and metal contamination in the Douro estuary (Portugal). *Marine Environmental Research* 60, 531–550. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2004.12.004>
- Oliveira, J., Castilho, F., Cunha, Â., Pereira, M.J., Oliveira, J., Castilho, F., 2013. Bivalve Harvesting and Production in Portugal : An Overview 32, 911–924. <https://doi.org/10.2983/035.032.0334>

- Portela, T., 2016. Distribuição e recrutamento da ostra-portuguesa, *Crassostrea angulata* (Lamarck, 1819), no estuário do Sado. Dissertação de Mestrado, FCUL.
- Presado, P.V., 2012. Distribuição, abundância e estrutura dimensional das espécies exóticas *Blackfordia virginica* (Mayer, 1910) e *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) no estuário do Mira. Dissertação de Mestrado, Universidade de Évora e Instituto Superior de Agronomia 91p.
- R Core Development Team, 2013. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ramón, M., 2003. Population dynamics and secondary production of the cockle *Cerastoderma edule* (L.) in a backbarrier tidal flat of the Wadden Sea. *Scientia Marina* 67, 429–443. <https://doi.org/10.3989/scimar.2003.67n4429>
- Rodrigues, A.M., Meireles, S., Pereira, T., Gama, A., Quintino, V., 2006. Spatial patterns of benthic macroinvertebrates in intertidal areas of a Southern European estuary: The Tagus, Portugal. *Hydrobiologia* 555, 99–113. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1109-1>
- Rueda, J.L., Smaal, A.C., Scholten, H., 2005. A growth model of the cockle (*Cerastoderma edule* L.) tested in the Oosterschelde estuary (The Netherlands). *Journal of Sea Research* 54, 276–298. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2005.06.001>
- Rufino, M.M., Gaspar, M.B., Pereira, A.M., Maynou, F., Monteiro, C.C., 2010. Ecology of megabenthic bivalve communities from sandy beaches on the south coast of Portugal. *Scientia Marina* 74, 163–178. <https://doi.org/10.3989/scimar.2010.74n1163>
- Silva, H.A., Batista, I., 2008. Produção, salubridade e comercialização de moluscos bivalves em Portugal.pdf. Publicações Avulsas do IPIMAR 20, 170.
- Snelder, T.H., Lamouroux, N., 2010. Co-variation of fish assemblages , flow regimes and other habitat factors in French rivers 881–892. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02320.x>
- Sousa, R., Antunes, C., Guilhermino, L., 2008. Ecology of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in aquatic ecosystems: An overview. *Annales de Limnologie* 44, 85–94. <https://doi.org/10.1051/limn:2008017>
- Sousa, R., Dias, S., Antunes, J.C., 2006. Spatial subtidal macrobenthic distribution in relation to abiotic conditions in the Lima estuary, NW of Portugal. *Hydrobiologia* 559, 135–148. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1371-2>
- Tyler-Walters, H., 2007. *Cerastoderma edule* Common cockle. Tyler-Walters H. and Hiscock K. (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews 1–23.
- Vale, C., Cortesão, C., Castro, O., Ferreira, A.M., 1993. Suspended-sediment response to pulses in river flow and semidiurnal and fortnightly tidal variations in a mesotidal estuary. *Marine Chemistry* 43, 21–31. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(93\)90213-8](https://doi.org/10.1016/0304-4203(93)90213-8)
- Vaughn, C.C., Hoellein, T.J., 2018. Bivalve Impacts in Freshwater and Marine Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 49, 183–208. <https://doi.org/10.1146/annurev-eolsys-110617-062703>
- Velez, C., Pires, A., Sampaio, L., Cardoso, P., Moreira, A., Leandro, S., Figueira, E., Soares, A.M.V.M., Freitas, R., 2015. The use of *Cerastoderma glaucum* as a sentinel and bioindicator species: Take-home message. *Ecological Indicators*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.051>
- Verdelhos, T., Marques, J.C., Anastácio, P., 2015. The impact of estuarine salinity changes on the bivalves *Scrobicularia plana* and *Cerastoderma edule*, illustrated by behavioral and mortality responses on a laboratory assay. *Ecological Indicators* 52, 96–104. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.11.022>
- Villalba, A., Iglesias, D., Ramilo, A., Darriba, S., Parada, J.M., No, E., Abollo, E., Molares, J., Carballal, M.J., 2014. Cockle *cerastoderma edule* fishery collapse in the Ría de Arousa (Galicia, NW Spain) associated with the protistan parasite *Marteilia cochilli*. *Diseases of Aquatic Organisms* 109, 55–

80. <https://doi.org/10.3354/dao02723>

Wallace, R.K., Ramsey, J.S., 1983. Reliability in Measuring Diet Overlap. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40, 347–351. <https://doi.org/10.1139/f83-050>

Ysebaert, T., Herman, P.M.J., Meire, P., Craeymeersch, J., Verbeek, H., Heip, C.H.R., 2003. Large-scale spatial patterns in estuaries: Estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57, 335–355. [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(02\)00359-1](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00359-1)

Ysebaert, T., Meire, P., Herman, P.M.J., Verbeek, H., 2002. Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: Prediction by logistic regression. *Marine Ecology Progress Series* 225, 79–95. <https://doi.org/10.3354/meps225079>

Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer, New York, NY.

7. Anexos

Anexo I. Dados ambientais registados nas estações de amostragem em maio de 2018, no estuário do Sado

Estação	Profundidade (m)	Temperatura (°C)	Oxigénio dissolvido (%)	Salinidade	MOT (%)	Granulometria (Phi)	Distância à Foz (km)
1	3,1	16,9	68,6	0,8	0,8	-0,02	41,4
2	2,5	17,1	68,7	1,2	0,5	0,47	39,0
3	1,1	17,4	75,7	3,6	10,3	4,00	36,1
4	2,0	17,4	75,1	5,6	7,3	2,46	35,2
5	2,7	17,5	75,4	5,5	0,9	0,24	34,5
6	2	17,7	75,2	13,6	1,3	1,04	33,6
7	4,2	17,6	86,0	13,5	7,5	3,16	30,8
8	9,0	17,6	82,2	17,2	8,9	4,00	29,0
9	5,7	17,6	45,4	17,1	10,8	4,00	28,3
10	1,9	17,9	90,2	19,1	10,8	4,00	25,9
11	0,1	16,8	94,7	17,5	10,9	4,00	25,5
12	0,7	17,9	86,2	18,8	9,5	4,00	24,8
13	0,1	17,6	91,3	20,4	9,3	4,00	23,6
14	0,7	17,8	88,4	20,7	10,1	2,45	22,9
15	2,1	17,6	86,1	21,4	8,7	2,22	22,0
16	3,1	17,2	73,3	24,8	9,4	4,00	21,1
17	1,1	17,7	88,8	23,5	5,4	2,40	19,7
18	1,0	17,7	94,2	29,9	1,8	2,63	17,2
19	2,4	17,5	89,8	27,8	8,6	2,53	20,3
20	5,2	17,6	92,8	27,6	3,7	2,19	15,5
21	7,0	17,2	92,8	31,7	2,3	1,03	13,8
22	10,0	16,1	97,5	34,7	1,9	1,21	10,3
23	4,0	15,7	97,1	35,1	1,3	0,70	7,6

24	5,0	15,5	97,1	35,3	1,3	1,19	6,5
25	1,7	17,7	94,0	30,2	10,0	4,00	16,7
26	4,4	17,8	95,2	29,8	9,6	2,87	16,1
27	1,7	17,4	94,5	31,1	5,4	2,38	16,1
28	1,7	17,8	95,2	29,8	3,3	2,38	16,7
29	4,0	17,2	94,0	30,8	9,6	3,83	17,0
30	4,0	17,2	91,3	31,0	0,4	0,50	14,3
31	1,0	16,8	87,2	29,5	9,0	4,00	24,5
32	0,9	16,6	88,2	30,2	8,9	4,00	23,7
33	0,4	16,5	88,6	29,8	11,1	4,00	24,6
34	1,0	16,9	86,1	29,5	9,6	0,90	23,7
35	0,9	17,3	92,9	30,5	2,6	2,03	15,4

Anexo II. Lista de espécies da comunidade de bivalves recolhidas na amostragem em maio de 2018, no estuário do Sado

Taxa
<i>Abra alba</i>
<i>Anomia ephippium</i>
<i>Barnea candida</i>
<i>Cerastoderma spp.</i>
<i>Corbicula fluminea</i>
<i>Corbula gibba</i>
<i>Dosinia exoleta</i>
<i>Ensis ensis</i>
<i>Laevicardium crassum</i>
<i>Lutraria lutraria</i>
<i>Lyonsia norwegica</i>
<i>Macomopsis cumana</i>
<i>Magallana angulata</i>
<i>Mimachlamys varia</i>
<i>Modiolus barbatus</i>
<i>Modiolus modiolus</i>
<i>Mysia undata</i>
<i>Nucula nucleus</i>
<i>Ostrea stentina</i>
<i>Pandora albida</i>
<i>Parvicardium exiguum</i>
<i>Pseudamussium peslutrae</i>
<i>Ruditapes decussatus</i>
<i>Ruditapes philippinarum</i>
<i>Saxicavella jeffreysi</i>
<i>Scrobicularia plana</i>
<i>Solen marginatus</i>
<i>Spisula subtruncata</i>
<i>Venus verrucosa</i>
<i>Ensis magnus</i>

Anexo III. Abundância de berbigão (nº de indivíduos) nas estações amostradas em maio de 2018 no estuário do Sado

Estações de Amostragem	Abundância
1	0
2	0
3	0
4	0
5	0
6	0
7	0
8	76
9	3
10	0
11	2
12	0
13	12
14	0
15	0
16	0
17	0
18	12
19	0
20	0
21	0
22	0
23	0
24	0
25	5
26	0
27	0
28	3
29	0
30	0
31	8
32	76
33	0
34	0
35	4

Anexo IV. Abundância de *Cerastoderma* spp e dados ambientais registrados nas estações de amostragem em julho de 2015, no estuário do Sado

Estações de amostragem	Abundância <i>Cerastoderma</i> spp.	Profundidade (m)	Temperatura (°C)	Oxigênio dissolvido (%)	Salinidade	MOT (%)	Granulometria (Phi)
1	0	1,2	25,4	57,0	6,1	0,2	1,32
2	0	1,4	25,3	63,8	7,2	0,2	0,73
3	0	1,4	25,4	70,7	9,2	1,0	4,00
4	0	1,9	25,5	69,3	9,4	1,0	2,73
5	0	1,8	25,5	71,0	12,4	2,5	0,24
6	0	1,3	25,6	79,0	18,5	2,6	3,92
7	6	4,7	25,8	92,7	29,0	1,1	4,00
8	83	5,3	25,5	97,6	32,0	0,5	1,51
9	0	2,0	25,6	98,2	33,7	3,3	4,00
10	12	8,0	25,2	103,2	34,7	1,9	3,15
11	0	1,1	26,4	108,1	33,5	1,6	4,00
12	0	2,1	24,6	98,2	35,1	2,1	4,00
13	0	1,4	24,2	96,7	33,2	2,6	4,00
14	0	0,6	24,7	95,0	32,9	1,1	2,40
15	0	1,1	24,7	97,0	32,7	2,6	2,50
16	3	6,6	25,0	96,5	32,5	2,8	4,00
17	0	2,2	24,3	101,7	34,5	1,4	2,54
18	33	1,4	24,2	105,9	36,1	0,3	2,55
19	0	2,4	24,4	101,8	34,3	1,9	2,38
20	4	5,6	23,2	103,1	35,6	0,4	1,07
21	0	4,2	24,29	109,0	35,3	0,4	1,14
22	0	8,7	23,19	108,0	35,8	0,4	0,98
23	0	8,8	22,81	112,1	35,5	0,2	1,06
24	0	6,2	22,13	113,9	35,6	0,4	1,25

25	9	1,7	23,24	105,5	35,5	1,2	1,84
26	0	1,0	23,63	105,3	35,6	1,9	2,95
27	0	1,1	23,25	98,1	35,5	0,7	1,59
28	0	1,1	22,38	96,5	35,5	1,2	2,05
29	3	1,3	24,27	106,0	36,0	1,1	1,80
30	0	4,0	23,71	100,0	36,0	0,1	0,23
31	306	2,5	25,73	122,0	36,8	1,4	4,00
32	231	1,8	24,65	110,0	36,3	0,8	4,00
33	19	1,3	24,53	109,0	36,4	0,6	4,00
34	46	2,7	24,29	111,2	36,2	1,3	4,00
35	19	1,4	23,01	105,8	36,0	1,0	2,42

Anexo V. Abundância de *Cerastoderma* spp. e dados ambientais registrados nas estações de amostragem em maio de 2015, no estuário do Tejo

Estações de amostragem	Abundância <i>Cerastoderma</i> spp.	Profundidade (m)	Temperatura (°C)	Oxigênio dissolvido (%)	Salinidade	MOT (%)	Granulometria (phi)
3	0	2,5	21,6	87,4	0,0	6,7	1,75
4	0	2,8	21,4	81,5	0,3	0,8	1,75
5	4	1,3	21,9	84,7	13,0	9,0	3,73
6	5	2,1	24,1	87,4	22,0	8,1	3,73
7	0	3,8	21,6	82,9	6,0	1,1	1,75
8	5	1	22,5	78,3	24,0	7,3	3,73
9	11	3,7	23,6	86,1	26,0	6,5	1,75
10	0	1	21,9	89,6	25,0	11,1	-1,24
11	0	0,5	21,3	81,7	15,0	12,2	-1,24
12	0	1	21,3	77,7	26,0	11,1	3,73
13	0	9,2	20,0	81,4	30,0	1,3	1,75
14	3	5,5	22,7	75,4	25,0	3,2	3,73
15	0	8,7	19,5	75,3	31,0	3,6	1,75
16	0	0,5	22,0	81,6	25,0	9,9	3,73
17	6	1,4	25,1	86,0	23,0	7,6	3,73
18	4	2,7	24,4	83,1	25,0	11,4	3,73
19	4	2,1	21,3	85,5	29,0	9,2	3,73
20	0	12,8	21,1	88,4	30,0	9,9	3,73
21	0	3	21,4	83,1	31,0	7,9	-1,24
22	0	11,8	22,2	85,5	32,0	6,00	-1,24
23	8	5,3	22,2	77,4	30,0	5,1	3,73
24	0	3,8	20,3	96,4	32,0	10,8	-1,24
25	0	12,1	21,6	71,2	31,0	8,6	3,73
26	8	1	20,4	88,5	31,0	10,0	3,73
27	0	1	20,3	90,8	30,0	10,5	3,73
28	131	3	19,6	88,0	31,0	4,7	3,73

29	0	1,5	20,2	95,1	30,0	0,6	0,75
30	158	5,9	20,1	90,2	31,0	13,4	-1,24
31	225	5,8	20,0	93,5	31,0	11,0	-1,24
32	0	9,5	20,0	101,7	30,0	6,1	3,73
35	0	18,6	19,8	58,4	33,0	3,2	-1,24
37	0	17	19,6	35,1	33,0	5,9	3,73
38	0	27,5	19,6	45,2	31,0	11,8	3,73
10A	0	0,5	24,6	78,1	24,0	9,5	3,73
14A	0	3,2	22,5	85,2	30,0	7,6	-1,24
15A	114	2,8	20,8	80,9	35,0	2,8	3,73
18A	24	2,3	23,3	71,8	29,0	11,6	0,75
19A	1	5,9	22,6	81,2	30,0	3,8	1,75
20A	8	1,9	21,0	76,4	30,0	5,8	1,75
23A	328	2,9	22,3	88,4	33,0	3,2	3,73
23B	42	3	22,1	86,6	33,0	1,8	3,73
23C	156	2,7	22,1	82,6	31,0	0,6	-1,24
24A	0	8,8	19,4	65,0	34,0	8,1	3,73
25A	0	14,1	19,9	69,2	34,0	3,8	3,73
32A	1	3,5	20,2	84,2	32,0	4,8	3,73
7A	100	1,5	23,2	83,7	20,0	4,4	3,73
8A	2	4,6	23,6	81,3	25,0	10,7	-1,24
9A	0	8	22,6	85,6	27,0	11,3	3,73

Anexo VI. Abundância de *Cerastoderma* spp. e dados ambientais registados nas estações de amostragem em maio de 2014, no estuário do Tejo

Estações de amostragem	Abundância <i>Cerastoderma</i> spp.	Profundidade (m)	Temperatura (°C)	Oxigénio dissolvido (%)	Salinidade	MOT (%)	Granulometria (phi)
3	0	4,9	20,3	100,03	21,9	6,7	1,75
4	0	3,0	21,0	99,0	14,5	0,8	1,75
5	0	1,9	18,7	83,1	22,0	9,0	3,73
6	3	3,1	18,3	93,5	32,0	8,1	3,73
7	0	3,7	20,9	103,02	17,7	1,1	1,75
8	0	2,0	19,4	111,0	30,7	7,3	3,73
9	0	3,3	19,8	109,1	28,1	6,5	1,75
10	0	1,2	18,4	92,0	27,8	11,1	-1,24
11	0	0,8	19,4	97,4	30,6	12,2	-1,24
12	0	2,6	18,8	113,5	31,2	11,7	3,73
13	0	4,5	14,5	95,3	33,3	1,3	1,75
14	0	3,6	14,5	13,1	20,4	3,2	3,73
15	0	4,0	18,3	94,0	30,3	3,6	1,75
16	1	1,0	19,1	100,9	25,8	9,9	3,73
17	0	1,1	18,9	93,7	31,1	7,6	3,73
18	0	4,1	18,9	94,5	27,8	11,4	3,73
19	0	6,2	18,7	92,2	30,1	9,2	3,73
20	1	8,7	17,7	99,6	35,6	9,9	3,73
21	0	1,4	18,3	106,3	31,3	7,9	-1,24
22	0	11,5	18,7	104,8	34,9	6,0	-1,24
23	480	1,8	19,4	107,6	35,1	5,1	3,73
24	0	2,1	17,5	95,6	30,3	10,8	-1,24
25	0	12,8	16,9	100,3	37,6	8,6	3,73
26	1	0,9	17,9	98,1	34,9	10,0	3,73
27	2	1,7	17,8	89,2	34,7	10,5	3,73
28	54	3,4	17,7	101,0	33,6	4,7	3,73

29	0	1,7	17,7	100,6	34,2	0,6	0,75
30	20	6,0	18,4	105,5	34,9	13,4	-1,24
31	2	6,7	17,7	100,2	35,1	11,0	-1,24
32	1,5	10,3	17,5	101,2	33,2	6,1	3,73
35	0	18,9	17,4	98,9	35,7	3,2	-1,24
37	0	20,0	17,3	99,7	31,9	5,9	3,73
38	0	15,3	17,1	100,1	35,0	11,8	3,73
10A	2	0,7	19,0	95,5	22,8	9,5	3,73
14A	0	4,0	17,8	131,6	31,3	7,6	-1,24
15A	339	1,4	18,7	102,8	30,8	2,8	3,73
18A	11	2,5	18,2	97,5	31,5	11,6	0,75
19A	0	2,0	18,5	94,5	30,8	3,8	1,75
20A	0	2,0	18,4	99,8	31,6	5,8	1,75
23A	98	1,5	18,9	103,7	35,0	3,2	3,73
23B	0	2,4	19,2	105,6	35,0	1,8	3,73
23C	42	1,4	19,2	109,0	35,0	0,6	-1,24
24A	0	9,0	17,2	99,2	36,5	8,1	3,73
25A	0	14,0	17,2	99,3	36,9	3,8	3,73
32A	0	3,5	17,6	100,1	33,5	4,8	3,73
7A	0	2,5	19,8	107,0	28,4	4,4	3,73
8A	0	5,8	17,9	91,1	33,0	10,7	-1,24
9A	0	8,0	19,4	113,0	32,3	11,3	3,73

Anexo VII. Abundância da comunidade de bivalves nas estações de amostragem no estuário do Sado, em maio de 2018.

Abundância (ind/30s)	1	2	3	4	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	
<i>Abra alba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Anomia ephippium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Barnea candida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Corbicula fluminea</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Corbula gibba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
<i>Dosinia exoleta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ensis ensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Laevicardium crassum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lutraria lutraria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lyonsia norwegica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Macomopsis cumana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	
<i>Magallana angulata</i>	0	0	0	34	1	0	2	0	0	0	31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	77	0	1	0	0	0	0	0	0	0	12	0
<i>Mimachlamys varia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Modiolus barbatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Modiolus modiolus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
<i>Mysia undata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Nucula nucleus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ostrea stentina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	220	0	2	59	12	272	0	0	0	197	1393	96	19	0	183	0	0	0	0	2724	0
<i>Pandora albida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Parvicardium exiguum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	8	1	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	19	
<i>Pseudamussium peslutrae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ruditapes decussatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	41	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	
<i>Ruditapes philippinarum</i>	0	0	0	0	0	1	166	45	4	0	0	0	4	55	0	14	3	7	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	4	
<i>Saxicavella jeffreysi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Scrobicularia plana</i>	0	0	17	2	0	8	0	4	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Solen marginatus</i>	0	0	0	0	0	1	14	2	0	0	0	0	1	5	0	0	37	2	40	156	0	139	1	0	0	8	38	0	0	2	1	0	39	

<i>Spisula subtruncata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	3	1	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Venus verrucosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	8	2	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ensis magnus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	79	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Anexo VIII. Abundância da comunidade de bivalves nas estações de amostragem no estuário do Sado, em julho de 2015.

Abundância (ind/30s)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35
<i>Abra alba</i>	0	0	8	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2
<i>Arcopagia crassa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chamelea gallina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corbicula fluminea</i>	5	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Magallana angulata</i>	0	0	0	22	22	0	0	0	199	0	0	206	0	0	148	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	15	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Ensis ensis</i>	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Macomopsis cumana</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2	2	11	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Modiolus modiolus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Musculus discors</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilus edulis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ostrea stentina</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	8	0	3	0	0	406	0	149	0	0	0	0	0	0	0	0	643	672	0	2	0	1	0	0	2	0
<i>Ruditapes decussatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ruditapes philippinarum</i>	0	0	0	0	0	0	0	39	0	0	0	0	3	16	15	0	16	6	11	1	0	0	0	0	59	0	1	27	0	5	11	3	0	16	5
<i>Scrobicularia plana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	640	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	5	0	2	
<i>Solen marginatus</i>	0	0	58	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	30	20	0	3	24	14	0	0	0	0	36	0	0	0	0	0
<i>Spisula subtruncata</i>	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	12	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Venerupis corrugata</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Venus verrucosa</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	11	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0

Anexo IX. Abundância da comunidade de bivalves nas estações de amostragem no estuário do Tejo, em maio de 2014.

Abundância (ind/30s)	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
<i>Anomia ephippium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mimachlamys varia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corbula gibba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ensis magnus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,625	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0
<i>Ensis ensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Ensis siliqua</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0
<i>Ensis sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,625	0	0	0	0	0	8	0	16	0	0	0
<i>Macomopsis cumana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,875	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Modiolus barbatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilus edulis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,5	0	0
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nucula nucleus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ostrea stentina</i>	0	0	0	0	0	19,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	1228,5	0	0
<i>Pseudamussium peslutrae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ruditapes philippinarum</i>	0	0	0	29	0	66	74,75	0	0	16	0	462	0	0	2	0	65	45	94	71	600	72	0	3
<i>Scrobicularia plana</i>	0	0	25	1	0	5,5	0	288	774	0	0	0	0	152	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Solen marginatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	0	1	0
<i>Spisula solida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,625	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Venerupis corrugata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,625	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Venus verrucosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Abundância (ind/30s)	27	28	29	30	31	32	35	37	38	10A	14A	15A	18A	19A	20A	23A	23B	23 C	24A	25 A	32A	7A	8A	9A
<i>Anomia ephippium</i>	0	0	0	0	0	13,5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35	1	6,5	0	0	0
<i>Mimachlamys varia</i>	0	0	0	0	0	4,5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,5	1	0	0	0	0
<i>Corbula gibba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	38,5	0	0	0	0	0
<i>Ensis magnus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	6	0	0	0	0	0	0
<i>Ensis ensis</i>	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ensis siliqua</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ensis sp.</i>	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	6	0	0	0	0	0	0
<i>Macomopsis cumana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Modiolus barbatus</i>	0	0	0	0	0	6	6	0	0	0	22,5	0	0	0	0	0	0	0	14	1	16,25	0	0	0
<i>Mytilus edulis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	0	0	46	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nucula nucleus</i>	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ostrea stentina</i>	0	0	43	0	2	0	0	0	0	0	22,5	0	0	0	0	0	0	3	3,5	0	0	0	0	0
<i>Pseudamussium peslutrae</i>	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Ruditapes philippinarum</i>	2	14	4	7	2	0	0	0	0	0	420	216	19	29	1	80	0	117	0	0	0	61,75	199,5	7
<i>Scrobicularia plana</i>	16	0	0	0	0	0	0	0	0	228	0	0	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Solen marginatus</i>	0	16	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	9	6	27	0	0	0	0	0	3
<i>Spisula solida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Venerupis corrugata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Venus verrucosa</i>	0	0	0	0	0	13,5	9	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	47,25	4	0	0	0	0

Anexo X. Abundância da comunidade de bivalves nas estações de amostragem no estuário do Tejo, em maio de 2015.

Abundância (ind/30s)	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
<i>Abra alba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acanthocardia echinata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acanthocardia tuberculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anomia ephippium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corbula gibba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ensis ensis</i>	0	0	0	1	0	1	5	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Ensis magnus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ensis sp.</i>	0	0	0	1	0	1	5	0	0	0	0	11	8	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Laevicardium crassum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limecola balthica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Macomopsis cumana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Mimachlamys varia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Modiolus barbatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Mya arenaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nucula nucleus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ostrea stentina</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	100	0	0
<i>Pinna rudis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polittapes aureus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudamussium peslutrae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ruditapes philippinarum</i>	0	0	0	42	0	37	162	0	0	40	1	32	86	0	0	328	20	110	132	51	39	22	0	1
<i>Scrobicularia plana</i>	0	0	418	3	0	12	0	1180	1188	2	2	0	44	227	30	0	0	0	4	0	0	0	0	8
<i>Solen marginatus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0
<i>Spisula solida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Striarca lactea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Venus casina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Venus verrucosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Abundância (ind/30s)	27	28	29	30	31	32	35	37	38	10A	14A	15A	18A	19A	20A	23A	23B	23C	24A	25A	32A	7A	8A	
<i>Abra alba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acanthocardia echinata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	9	0	0	0
<i>Acanthocardia tuberculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anomia ephippium</i>	0	0	0	0	0	4	22	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	12	15	0	0	2	
<i>Corbula gibba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
<i>Ensis ensis</i>	0	34	8	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	3	12	0	0	0	0	0	0
<i>Ensis magnus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ensis sp.</i>	0	34	8	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	3	12	0	0	0	0	0	0
<i>Laevicardium crassum</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limecola balthica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Macomopsis cumana</i>	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mimachlamys varia</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Modiolus barbatus</i>	0	0	0	0	0	1	33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	72	1	0	0	0	0
<i>Mya arenaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	90	0	0	1	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nucula nucleus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Ostrea stentina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2380	0	0	0	392	0	0	6	0	0	0	0	0	40
<i>Pinna rudis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polititapes aureus</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudamussium pestutiae</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Ruditapes philippinarum</i>	0	60	16	4	4	0	0	0	0	0	340	54	8	60	62	155	51	288	0	0	0	282	634	
<i>Scrobicularia plana</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	490	0	0	117	0	0	0	0	0	0	0	0	36	0	0
<i>Solen marginatus</i>	0	51	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	0	30	0	0	0	0	0	0
<i>Spisula solida</i>	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Striarca lactea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Venus casina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0
<i>Venus verrucosa</i>	0	1	0	0	0	28	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	43	0	0	0